

Universidade Federal de São Paulo

Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas

- Programa de Pós-Graduação em Análise Ambiental Integrada -

Estudo da poluição atmosférica no estado de São Paulo associada ao material particulado a partir de satélite.

Julia Manfredini de Araujo

- Diadema -

2019

Julia Manfredini de Araujo

Estudo da poluição atmosférica no estado de São Paulo associada ao material particulado a partir de satélite.

Dissertação apresentada, como exigência parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências, ao Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Análise Ambiental Integrada do Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas da Universidade Federal de São Paulo – Campus Diadema.

Orientador: Prof. Dr. Nilton M. Évora do Rosário

Diadema

2019

Araujo, Julia Manfredini
Estudo da poluição atmosférica no estado de São Paulo
associada ao material particulado a partir de satélite/ Julia Manfredini de
Araujo. – – Diadema, 2019.
124 f.

Dissertação (Mestrado em Ciências – Programa de Pós-
Graduação em Análise Ambiental Integrada) - Universidade
Federal de São Paulo - Campus Diadema, 2019.

Orientador: Nilton Manuel Évora do Rosário

1. Poluição Atmosférica. 2. Material Particulado. 3. São Paulo. 4.
Sensoriamento Remoto. 5. Satélite. I. Título.

CDD 363.7392

Agradecimentos

A realização desta importante etapa na minha trajetória acadêmica não teria sido possível sem o apoio de diversas pessoas.

Agradeço primeiramente ao Prof. Dr. Nilton Évora do Rosário, excelente orientador com quem tive a honra de conviver, por todos os ensinamentos transmitidos, por ser sempre gentil e paciente, por nunca me desmotivar e pelas orientações não somente neste trabalho, mas em tantos outros durante o período do mestrado.

Aos membros da banca examinadora, Profa. Dra. Daniela de Azeredo França, Profa. Dra. Simone Georges El Khouri Miraglia, e Prof. Dr. Fábio Juliano da Silva Lopes, pela disponibilidade e contribuições à essa dissertação. À Profa. Dra. Daniela de Azeredo França, ao Daniel e Luciana da Agrosatélite, pela contribuição e ajuda com os dados do CANASAT.

Aos demais professores do Programa de Pós-graduação em Análise Ambiental Integrada, que nas disciplinas e outros momentos possibilitaram tantos aprendizados, assim como aos meus colegas do mestrado, pelas diversas ajudas durante os últimos anos

Agradeço, em especial, aos meus pais, Silmara e Denis, pelo incondicional amor e apoio durante o mestrado e em todas as outras etapas e escolhas da minha vida.

Aos meus avós Lenita e Zeca (*in memoriam*), e a minha tia Sandra, por terem me acolhido com tanto amor e carinho desde meu nascimento.

À minha irmã, Luisa, pela amizade, preocupação e companheirismo.

Ao meu parceiro de vida, Felipe, por acreditar em mim mais do que ninguém e estar ao meu lado me apoiando e incentivando sempre.

Agradeço às minhas amigas queridas da graduação, Giulia, Jéssica e Marcela pelos incentivos desde o processo seletivo, e pela amizade sempre presente.

Aos demais amigos e familiares que de alguma forma incentivaram a realização desta dissertação.

Por fim, agradeço à UNIFESP por me receber e possibilitar que essa etapa da minha vida acadêmica tenha se concretizado.

“Não faz mal que seja pouco, o que importa é que o avanço de hoje seja maior que o de ontem, que nossos passos de amanhã sejam mais largos que os de hoje”.

- Daisaku Ikeda

Resumo

A poluição atmosférica gerada pelas atividades antrópicas, além da influência no clima, tem efeitos diretos importantes na saúde pública por meio da degradação da qualidade do ar. O Material Particulado (MP) é reconhecidamente o poluente com maior impacto na saúde humana. No estado de São Paulo, foco do presente estudo, as principais fontes de poluição atmosférica são as emissões veiculares, as industriais e a queima de biomassa.

O transporte de poluição vindo de áreas remotas é outra fonte importante de MP. Apesar de apresentar a maior cobertura espacial nacional em termos de monitoramento da qualidade do ar, São Paulo ainda possui a maioria dos seus municípios sem qualquer monitoramento. Sendo assim, alternativas de monitoramento que mitiguem a limitada cobertura do monitoramento convencional são necessárias. A aplicação de satélites no monitoramento da qualidade do ar traz a possibilidade de atender uma ampla cobertura geográfica. Entretanto, por ser um método novo e indireto de avaliar a qualidade do ar, avaliações e adequações regionais dos seus produtos são necessárias. Nesse contexto, o presente estudo utiliza 11 anos de dados (2007 a 2017) da profundidade óptica do aerossol (AOD), um indicador da quantidade de MP na atmosfera, derivada das medidas de sensores MODIS a bordo dos satélites Terra e Aqua, com o objetivo de analisar a evolução temporal e espacial da poluição atmosférica associada ao MP no estado de São Paulo na última década. Os resultados revelaram que os anos mais poluídos estão relacionados principalmente com maior transporte de fumaça da região da Amazônia para São Paulo. Quando a influência desse transporte é removida das medidas, as regiões mais poluídas no estado compreendem as áreas metropolitanas de São Paulo, Campinas e Baixada Santista e as porções central e norte estado dominadas pelas plantações de cana-de-açúcar. No caso das áreas de queimadas no interior do estado, não se verificou tendência sistemática de redução nos níveis de AOD nos 11 anos. Pelo contrário, nas áreas a oeste e noroeste do estado, onde ocorreu expansão do cultivo de cana nos últimos anos, observou-se tendência significativa de aumento da poluição.

Palavras chave: Poluição atmosférica, Material Particulado, São Paulo, Sensoriamento Remoto, Satélite.

Abstract

Air pollution generated by anthropic activities, in addition to the influence on climate, has important direct effects on public health through the degradation of air quality. Particulate matter (PM) is recognized as the pollutant with the greatest impact on human health. In the state of São Paulo, the focus of the present study, the main sources of air pollution are vehicular emissions, industrial emissions and biomass burning. Transported plume of air pollution from remote areas is another important source of PM. Despite having the largest national space coverage in terms of air quality monitoring, São Paulo still has most of its municipalities without any monitoring. Therefore, monitoring alternatives that mitigate the limited coverage of conventional monitoring are necessary. The application of satellites in the monitoring of air quality brings the possibility of serving a wide geographic coverage. However, as it is a new and indirect method of assessing air quality, regional assessments and adjustments of its products are required. In this context, the present study uses 11 years of data (2007 to 2017) of Aerosol Optical Depth (AOD), which is an indicator of the amount of PM in the atmosphere derived from the measurements of MODIS sensors on the Terra and Aqua satellites, with the objective of analyzing the temporal and spatial evolution of the air pollution associated to the MP in the state of São Paulo in the last decade. The results showed that the most polluted years are mainly related to the greater transport of smoke from the Amazon region to São Paulo. When the influence of this transport is removed from the measures, the most polluted regions in the state comprehend the metropolitan areas of São Paulo, Campinas and Baixada Santista and the central and northern portions of the state that are dominated by sugarcane plantations. In the case of sugar cane burning areas in the interior of the state, there was no systematic trend of reduction in AOD levels in the 11 years. However, in the areas to the west and northwest of the state, where there has been expansion of sugarcane cultivation in recent years, there has been a significant trend towards increased pollution.

Keywords: Air pollution, Particulate Matter, São Paulo, Remote sensing, Satellite.

Lista de Figuras

Figura 1 – Localização das estações de monitoramento da qualidade do ar da CETESB em que houve medição da concentração de MP10 para o ano de 2016.....	16
Figura 2 - Localização geográfica do Estado de São Paulo (em destaque).....	19
Figura 3 - Mapa do estado de São Paulo dividido por Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHI).....	21
Figura 4 - Distribuição do tamanho do material particulado atmosférico e a sua associação com as fontes emissoras e processos físicos.....	26
Figura 5 - a) Ilustração do tamanho das partículas inaláveis em comparação com grão de areia e cabelo humano; b) Penetração das partículas inaláveis no pulmão humano em função do tamanho.....	27
Figura 6 – Transporte de fumaça proveniente de queimadas na região da Amazônia em direção ao estado de São Paulo como identificado a partir das medidas de AOD e focos de queimadas (+) ocorrido entre os dias 26 e 28 de Agosto 2007.....	37
Figura 7 - Evolução das áreas de cultivo, colheita total, colheita mecanizada e colheita com a prática da queima de cana-de-açúcar no estado de São Paulo entre as safras de 2006/2007 a 2013/2014.....	40
Figura 8 - A) Ilustração do satélite Aqua imageando o sistema atmosfera-superfície e em destaque o conjunto de sensores a bordo; B) Visão detalhada do sensor MODIS.....	42
Figura 9 - Mapas da profundidade óptica dos aerossóis (AOD) do MODIS para as estações do ano do Hemisfério Norte primavera, verão, outono e inverno para o ano de 2001.....	44
Figura 10 – Exemplo do mapeamento das áreas Canavieiras no estado de São Paulo (Safrá 2008-2009) por unidade de área administrativa.....	46
Figura 11 - Vista do radiômetro instalado no Instituto de Física, na Universidade de São Paulo.....	49
Figura 12 - Exemplo de mapa de AOD do sensor MODIS durante a passagem do satélite Terra sobre o Brasil no dia 17/10/2014.....	50
Figura 13 – a) Relação entre a AOD obtida do sensor MODIS a bordo do satélite Aqua e do sensor na superfície da AERONET, considerando todos os dados. b) Resultados com a aplicação de filtro que considera somente conjunto de dados que possuíam mais de 10 pixels para a construção da média do MODIS.....	56
Figura 14 – a) Relação entre a AOD obtida do sensor MODIS a bordo do satélite Terra e do sensor na superfície da AERONET, considerando todos os dados. b) Resultados com a aplicação de filtro que considera somente conjunto de dados que possuíam mais de 10 pixels	

para a construção da média do MODIS.....	57
Figura 15 - Dados da AOD do Terra e do Aqua e dados da AERONET ao longo das estações do ano, com aplicação do filtro.....	59
Figura 16 - Média anual da AOD a partir de medições do sensor MODIS a bordo do satélite TERRA sobre o estado de São Paulo.....	61
Figura 17 - Média anual da AOD a partir de medições do sensor MODIS a bordo do satélite AQUA sobre o estado de São Paulo.....	62
Figura 18 - Número de dias em que houve transporte de pluma de poluição proveniente das queimadas nas regiões centro-oeste do Brasil e sul da Amazônia (Ago-Set-Out-Nov) em direção ao do estado de São Paulo.....	64
Figura 19 - Distribuição mensal do número de dias com transporte de pluma de poluição oriunda das regiões centro-oeste e sul do Brasil nos meses de agosto, setembro, outubro e novembro.....	65
Figura 20 - Média anual da AOD a partir de medições do sensor MODIS a bordo do satélite Aqua sobre o estado de São Paulo, excluindo os dias em que houve transporte de fumaça das regiões centro-oeste do Brasil e do sul da Amazônia durante a estação de queimada (Agosto-Setembro-Outubro-Novembro).....	67
Figura 21 - Média anual da AOD550nm a partir de medições do sensor MODIS a bordo do satélite Terra sobre o estado de São Paulo, excluindo os dias em que houve transporte de fumaça das regiões centro-oeste do Brasil e do sul da Amazônia durante a estação de queimada (Agosto-Setembro-Outubro-Novembro)	68
Figura 22 – a) Variação da concentração da média semanal de MP10 na estação de Araraquara no período de passagem do Terra (10:30 Horas Local) e do Aqua (15:00 Horas Local). b) Ciclo diurno da mediana horária da concentração de MP10 nas estações Ribeirão Preto, Bauru, Piracicaba, Paulínia, Campinas, Parque Dom Pedro II e São Caetano.....	72
Figura 23 - Medianas anuais da AOD550nm sobre o estado de São Paulo calculadas a partir de medições diárias do sensor MODIS a bordo do satélite Terra.....	74
Figura 24 - Medianas anuais da AOD550nm sobre o estado de São Paulo calculadas a partir de medições diárias do sensor MODIS a bordo do satélite Aqua.....	75
Figura 25 – Evolução interanual da mediana de AOD 550nm de 2007 a 2017 dentro das UGRHI do satélite Terra.....	77

Figura 26 - Teste de Mann-Kendall para a variabilidade da AOD550nm do satélite Terra. Nível de significância 5%.....	79
Figura 27 - Teste de Mann-Kendall para a variabilidade da AOD550nm do satélite Terra. Nível de significância 10%.....	80
Figura 28 – Evolução interanual da mediana de AOD 550nm de 2007 a 2017 dentro das UGRHI do satélite Aqua.....	81
Figura 29 - Teste de Mann-Kendall para a variabilidade da AOD550nm do satélite Aqua. Nível de significância 5%.....	82
Figura 30 - Teste de Mann-Kendall para a variabilidade da AOD550nm do satélite Aqua. Nível de significância 10%.....	83
Figura 31 – Variabilidade interanual das médias anuais da concentração de MP10 para todas as estações da CETESB onde houve monitoramento entre 2007 e 2017.....	85
Figura 32 - Evolução interanual da média da concentração de MP10 para todas as estações que tiveram monitoramento durante todo o período entre 2007 e 2017.....	87
Figura 33 - Teste de Mann-Kendall para a variabilidade interanual da concentração de MP10 das estações da CETESB que tiveram monitoramento durante todo o período entre 2007 e 2017. Nível de significância 5%.....	89
Figura 34 - Teste de Mann-Kendall para a variabilidade interanual da concentração de MP10 das estações da CETESB que tiveram monitoramento durante todo o período entre 2007 e 2017. Nível de significância 10%.....	89
Figura 35 - Mapa da mediana anual da AOD550nm do satélite Terra e média anual da concentração de MP10 das estações da CETESB para o ano 2015.....	91
Figura 36 - Mapa da mediana anual da AOD550nm do satélite Aqua e média anual da concentração de MP10 das estações da CETESB para o ano 2015.....	92
Figura 37 – Relação entre valor médio da mediana da AOD 550 nm (satélite Terra) dentro da UGRHI Alto Tietê e média das concentrações de MP10 das estações dentro da UGRHI Alto Tietê.....	93
Figura 38 – Relação entre valor médio da mediana da AOD 550 nm (satélite Aqua) dentro da UGRHI Alto Tietê e média das concentrações de MP10 das estações dentro da UGRHI Alto Tietê.....	94
Figura 39 – Relação entre valor médio da mediana da AOD 550 nm (satélite Terra) dentro da UGRHI Piracicaba/Capivari/Jundiaí e média das concentrações de MP10 das estações dentro da UGRHI Piracicaba/Capivari/Jundiaí.....	95
Figura 40 – Relação entre valor médio da mediana da AOD 550 nm (satélite Aqua) dentro da UGRHI Piracicaba/Capivari/Jundiaí e média das concentrações de MP10 das estações dentro da UGRHI Piracicaba/Capivari/Jundiaí.....	96

Figura 41 – Relação entre valor médio da mediana da AOD 550 nm (satélite Terra) dentro da UGRHI Tietê/Jacaré e média das concentrações de MP10 das estações dentro da UGRHI Tietê/Jacaré.....	97
Figura 42 – Relação entre valor médio da mediana da AOD 550 nm (satélite Terra) dentro da UGRHI Tietê/Jacaré e média das concentrações de MP10 das estações dentro da UGRHI Tietê/Jacaré.....	98
Figura 43 - Distribuição espacial dos focos de queimadas ocorridas no estado de São Paulo entre os anos de 2007 e 2017.....	100
Figura 44 - Número total de focos de queimada ocorridas no estado de São Paulo entre os anos 2007 e 2017.....	101
Figura 45 – Evolução interanual do número de focos de queimada obtidos pelo satélite Aqua de 2007 a 2017 dentro das UGRHI.....	103
Figura 46 - Teste de Mann-Kendall para a variabilidade interanual do número de focos de queimada obtidos pelo satélite Aqua. Nível de significância 5%.....	104
Figura 47 -Teste de Mann-Kendall para a variabilidade interanual do número de focos de queimada obtidos pelo satélite Aqua. Nível de significância 10%.....	105
Figura 48 – Área de colheita de cana-de-açúcar do estado de São Paulo e focos de queimada para os anos 2007 (a) e 2013 (b)	106
Figura 49 – Focos de queimada dentro e fora das áreas de colheita de cana-de-açúcar.....	107
Figura 50 – Relação entre a evolução interanual da área de colheita da cana-de-açúcar, dos focos de queimada em área de cultivo e da área com queima autorizada.....	108
Figura 51 – Relação entre a variabilidade interanual da média de chuva nas estações do INMET, total de chuva de todas as estações e quantidade de focos de queimada.....	110

Lista de Quadros

Quadro 1 - Lista de Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos e suas respectivas vocações.....22

Quadro 2 - Limites de concentração de MP10 e MP2,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$,) recomendados pela OMS (2005), pelo Decreto Paulista 59.113/2013, pela resolução do CONAMA 491/2018 e pelo EPA (2012).....33

Quadro 3 – Estações de monitoramento de MP da CETESB e suas coordenadas.....48

Sumário

1.	Introdução da problemática	13
2.	Objetivos	18
3.	Região de Estudo	19
4.	Revisão Bibliográfica	24
4.1	Material Particulado atmosférico	24
4.2	Monitoramento da poluição do ar no Estado de São Paulo: impactos econômicos e na saúde	27
4.3	Padrões de qualidade do ar	32
4.4	Fontes de material particulado no estado de São Paulo	34
4.5	Controle de poluição atmosférica no Estado de São Paulo	38
5.	Dados e Métodos	41
5.1	Dados	41
5.1.1	Dados de AOD: Sensor MODIS	41
5.1.2	Dados de focos de queimada no Estado de São Paulo	45
5.1.3	Dados de Área de cultivo de cana-de-açúcar	46
5.1.4	Dados Meteorológicos	47
5.1.5	Dados de concentração <i>in situ</i> de MP10	47
5.1.6	AERONET	49
5.2	Métodos	50
5.2.1	Análise da distribuição espacial e temporal da AOD no estado de São Paulo	50
5.2.2	Contribuição da poluição transportada de áreas remotas	51
5.2.3	Validação do produto AOD MODIS 3 km em comparação com a AOD AERONET.	52
5.2.4	Análise de tendências temporais dos indicadores de poluição: Teste de Mann-Kendall	53
6.	Resultados e Discussão	55
6.1	Validação dos dados de AOD provenientes do MODIS.	55
6.2	Variação interanual e espacial da AOD no Estado de São Paulo	60
6.2.1	- Todos os cenários	60
6.2.2	- Excluindo cenários de transporte de queimadas de áreas remotas	66
6.3	Variação interanual do MP10 de acordo com as estações da CETESB	84
6.3.1	– Relação entre MP10 e AOD	90
6.4	Variação interanual e sazonal de focos de queimadas no estado de São Paulo	99
6.5	Influência da meteorologia	109
7.	Considerações finais	111
	Referências Bibliográficas	114

1. Introdução da problemática

Os poluentes atmosféricos, além de influenciar o equilíbrio do sistema climático terrestre (IPCC, 2013), têm relevantes efeitos na qualidade do ar e, consequentemente, na saúde pública (WHO, 2016). De acordo com a legislação brasileira, caracteriza-se como poluente atmosférico “*qualquer substância presente no ar e que, pela sua concentração, possa torná-lo impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, causando inconveniente ao bem-estar público, danos aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade*” (CONAMA, 1990).

Um estudo da Organização para Economia, Cooperação e Desenvolvimento (OECD) aponta que os poluentes atmosféricos devem se tornar a principal causa ambiental de mortalidade no mundo em 2050 (OECD, 2012). Ao perceber a questão da poluição atmosférica sob essa perspectiva nota-se o quanto esse problema de saúde pública é negligenciado e o quanto grande fração da população mundial convive com ele sem ao menos ter total consciência de sua magnitude.

O Estado de São Paulo não fica alheio ao cenário mundial no que diz respeito aos efeitos da poluição atmosférica. As mortes atribuídas à poluição do ar no estado em 2015 foram 11.200, o que representa 31 vidas por dia, segundo o relatório do Instituto de Saúde e Sustentabilidade (ISS, 2015). Faz-se claro o quanto esse número é preocupante quando consideramos que ultrapassa as mortes por acidente de carro (7.867), câncer de mama (3.620) ou AIDS (2.922) (ISS, 2015). Como é destaque em outras regiões do globo, a grande circulação de veículos contribui em grande magnitude para a poluição atmosférica em São Paulo, em particular nos principais centros urbanos do estado. Segundo os dados do Instituto de Saúde e Sustentabilidade (ISS, 2015), permanecer no trânsito da capital do estado, isto é, São Paulo, por duas horas equivale a fumar 1 cigarro, e a poluição atmosférica e o trânsito juntos são a primeira ameaça para infarto do coração em grandes cidades, sendo maior do que o risco de fumar. Para a população das grandes cidades do estado, como São Paulo e Campinas, a exposição a esse tipo de poluição é crônica. Porém, a poluição do ar não é um problema que se restringe apenas aos grandes centros urbanos do estado. As áreas rurais de São Paulo são alvos de eventos sazonais críticos de poluição atmosférica associadas à queima de biomassa. Em grande parte do interior de São Paulo tem-se as queimadas como prática tradicional de colheita (MATAVELI et al., 2014). Em

áreas do interior do estado onde há presença do cultivo da cana-de-açúcar em particular, aumentos em internações devido a problemas respiratórios (RIBEIRO, 2008) têm sido associados à poluição gerada pela prática da colheita com queima.

Entre os poluentes que afligem a atmosfera do estado de São Paulo, degradando a qualidade do ar, oriundos tanto das queimadas como da emissão veicular, destaca-se o Material Particulado (MP).

O estudo desenvolvido por Gonçalves et al. (2012), mostra que grande parte do aumento de internações relacionadas às queimadas estão associadas ao MP, sendo o principal risco nessas situações. Diversos estudos no Brasil, mostraram a correlação positiva entre dias com maior concentração de MP com o aumento de complicações respiratórias como asma (IGNOTTI et al., 2007; CARMO et al., 2010).

O MP sem dúvida é um dos principais vilões quando se relaciona a poluição atmosférica com a saúde pública. As maiores incidências de patologias, como asma e bronquite, estão associadas principalmente às altas concentrações de MP, que é o poluente mais relacionado a danos na saúde e à mortalidade por patologias do sistema respiratório e também por doenças cardiovasculares (BRAGA et al., 2001, POPE et al., 2009).

Os autores Medeiros e Gouveia (2005) associaram exposição materna à poluição atmosférica, no primeiro trimestre de gestação, a um menor ganho de peso pelo feto. Já Braga et al. (2001), mostrou que crianças, adolescentes e idosos são mais suscetíveis aos efeitos dos poluentes do ar e que há um aumento da mortalidade por problemas respiratórios para crianças e pessoas com mais de 65 anos. Pope (2009), mostrou que uma redução da exposição da população à poluição atmosférica por partículas finas contribui para melhorias significativas na expectativa de vida nos EUA. Saldiva (1995) realizou uma pesquisa na cidade de São Paulo sobre as concentrações de MP10, que mostrou que 10% das mortes de idosos são decorrentes da poluição do ar.

Estudos associaram o efeito do MP na mortalidade infantil no município de São Paulo e encontraram uma significativa associação entre a mortalidade e as concentrações de poluentes, sendo atribuídas 7% das mortes de crianças ao MP no período de estudo (CONCEIÇÃO et al., 2001).

Gouveia e Fletcher (2000) estudaram os efeitos da poluição do ar na morbidade infantil em São Paulo e concluíram que o aumento de internações hospitalares por

doenças respiratórias e pneumonia estavam associados com as concentrações de poluentes, entre eles o MP.

Cançado et al. (2006) analisaram a influência das emissões de MP pela queima de biomassa em Piracicaba, no interior do estado São Paulo, nas internações por doenças respiratórias e concluíram que, quando comparadas, os números de internações durante o período de queima eram maiores do que o número fora desse período, e que elementos gerados pela queima de cana-de-açúcar eram os que mais estavam associados a problemas respiratórios em crianças e idosos.

Miraglia e Gouveia (2014) avaliaram o impacto econômico da mortalidade associado aos efeitos do MP inalável, considerando a população de 29 regiões metropolitanas do Brasil, incluindo área metropolitana do estado de São Paulo, e chegaram ao valor de 1,7 bilhões de dólares por ano derivados de um total de 20.050 óbitos.

Em suma, é inequívoca a relevância do poluente material particulado para a degradação da qualidade do ar e, conseqüentemente, para a saúde pública no estado de São Paulo. Considerando essa importância, algumas políticas públicas visando a redução da poluição atmosférica foram estabelecidas no estado de São Paulo, tendo como alvo suas diversas fontes. O Protocolo Agroambiental, que teve como objetivo a extinção das queimadas associadas à colheita de cana-de-açúcar no estado até o ano 2017 é uma delas (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 2014), assim como o Programa de Controle de Emissão Veicular (PROCONVE) (IBAMA, 2017).

Portanto, é de fundamental importância que este poluente seja monitorado com a maior cobertura espacial possível, para que as avaliações dos cenários de degradação da qualidade do ar no estado, assim como o planejamento de políticas públicas para sua mitigação, sejam adequadamente estabelecidas.

O método convencional e oficial de monitoramento da qualidade do ar associada ao MP na atmosfera é o baseado em redes de estações em superfície (monitoramento *in situ*). No geral, são monitoradas as duas categorias de MP regulamentados, as partículas com diâmetro aerodinâmico até 10 μm (MP10) e as com diâmetro aerodinâmico até 2,5 μm (MP2,5).

No estado de São Paulo, a rede de monitoramento da qualidade do ar inclui estações manuais e automáticas pertencentes à Companhia Ambiental do Estado de São

Paulo (CETESB) com finalidade de monitorar diferentes categorias de MP (Partículas Totais em Suspensão (PTS), MP10 e MP2,5) e outros poluentes determinados pela legislação (ex. SO₂, NO_x e O₃). Em 2016, por exemplo, a rede automática foi composta por 60 estações fixas ao redor do estado, com uma maior concentração na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Enquanto isso, a rede manual contou com 31 estações (CETESB, 2017). A **Figura 1** abaixo mostra, para o ano de 2016, a localização das estações em que houve monitoramento de MP10 no estado de São Paulo.

Figura 1 – Localização das estações de monitoramento da qualidade do ar da CETESB em que é feita a medição da concentração de MP10.



Fonte: Elaboração própria com base nos dados da CETESB.

Nesse cenário, considerando o caso do MP10, é notório que a maioria dos municípios do estado não possui qualquer monitoramento da poluição atmosférica. Entre os desafios da ausência de uma ampla rede de monitoramento da poluição atmosférica, e do MP em particular, destacam-se o não acesso à informação da qualidade do ar respirada por importante parte da população e a impossibilidade de avaliar se houve melhora ou piora na qualidade do ar em várias regiões do estado após implementação de políticas públicas.

Neste contexto, alternativas de monitoramento da poluição atmosférica (qualidade do ar) com maior cobertura geográfica podem ter papel complementar importante. Sem dúvida, o monitoramento da composição química da atmosfera a partir de sensores a bordo de satélites apresenta-se como uma alternativa importante (KAUFMAN; TANRÉ; BOUCHER, 2002, LAHOZ et al., 2012, DUNCAN et al., 2014).

No caso do MP, o principal produto de satélite que fornece uma estimativa da quantidade de poluição é a profundidade óptica do aerossol (AOD, do termo em inglês *Aerosol Optical Depth*). A AOD é uma medida óptica da quantidade de MP presente em toda a coluna atmosférica associada a energia solar refletida de volta para o espaço e medida pelos sensores a bordo dos satélites (KAUFMAN; TANRÉ; BOUCHER, 2002). Kaufman, Tanré e Boucher (2002) mostraram que é possível discriminar a poluição em áreas urbanas, industriais e em regiões de queimadas a partir da AOD. Com o avanço dos sensores e o aumento da resolução espacial para escalas urbanas (< 10 km), o interesse na aplicação da AOD como indicador para avaliar a qualidade do ar tem-se expandido.

Hoff e Christopher (2009) compararam vários estudos que utilizaram a AOD derivada a partir de medições de satélite para avaliar a qualidade do ar em superfície e mostraram importantes variações regionais na relação entre a AOD e a concentração de MP na superfície, por isso destacam a importância da caracterização específica para a região de interesse. Diferente dos estudos compilados por Hoff e Christopher (2009), que procuraram desenvolver formulações matemáticas com o intuito de prever a concentração do MP na superfície a partir da AOD, o presente estudo se propõe a explorar diretamente a AOD como indicador da variabilidade espacial e da evolução temporal da poluição atmosférica no estado de São Paulo. Embora seja um indicador do total de material particulado presente na coluna atmosférica, dado o fato das principais fontes emissoras estarem localizadas na superfície, existe a expectativa de que a AOD, no geral, seja sensível à variabilidade da poluição na superfície, exceto no caso dos cenários em que ocorre transporte de poluição de fontes remotas.

Portanto, foi a partir do reconhecimento dos desafios colocados pela limitada rede de monitoramento da poluição do ar do Estado de São Paulo, e das possibilidades de mitigar esses desafios a partir das medidas de sensoriamento remoto a partir de satélite, que os objetivos do presente estudo, apresentados a seguir, foram definidos.

2. Objetivos

Objetivo geral: Estudo da poluição atmosférica associada ao material particulado no estado de São Paulo a partir de sensoriamento remoto via satélite.

Objetivos específicos:

- Caracterização da variabilidade espacial e interanual da poluição atmosférica associada ao material particulado no estado de São Paulo entre os anos de 2007 e 2017 utilizando AOD.
- Avaliação da influência do transporte de material particulado oriundo de queimadas em áreas remotas na poluição atmosférica no Estado de São Paulo.
- Levantamento da variabilidade espacial e interanual do número de focos de queimada ocorrido no estado durante o período de estudo e análise da sua relação com o conteúdo de material particulado presente na atmosfera.
- Análise da relação entre material particulado e focos de queimadas na perspectiva dos resultados do Protocolo Agroambiental.

3. Região de Estudo

O Estado de São Paulo, localizado na porção sudeste do Brasil (**Figura 2**), é a região de interesse deste estudo. O estado possui uma área aproximada de 249.000 km², que corresponde a 2,9% do território nacional.

Figura 2 - Localização geográfica do Estado de São Paulo (em destaque).



Fonte: (WIKIPEDIA, 2011)

São Paulo é o estado com o maior contingente populacional, em torno de 45 milhões de habitantes, possui também a maior frota de automóveis do país, com aproximadamente 30 milhões de veículos (IBGE, 2018, DETRAN, 2018). Apresenta o maior desenvolvimento econômico do território brasileiro, se destacam nesse aspecto as atividades industriais, agropecuária e de serviços (IBGE, 2018), e é o segundo em termos de IDH (Índice de Desenvolvimento Humano) no país.

A cultura de cana-de-açúcar é a principal atividade agrícola do estado de São Paulo, que é o maior produtor do Brasil. Em 2016 (safra 2016/2017) foram colhidos 5,64

milhões de hectares de cana no estado, dos quais 137 mil hectares (2,43%) tiveram autorização para a prática da colheita com o uso da queima de palha de cana. Esta é uma atividade que gera significativa emissão de poluentes que degradam a qualidade do ar, entre os quais material particulado, e também de gases de efeito estufa importantes no contexto das mudanças climáticas (CETESB, 2018). Como consequência, induz grande alteração na qualidade do ar nas regiões produtoras de cana-de-açúcar e vento abaixo dessas regiões.

Nas regiões metropolitanas do estado, em particular as de São Paulo e de Campinas, as emissões veiculares e industriais dominam, e esta última é principal fonte do município de Cubatão (CETESB, 2017), o principal polo industrial do estado.

Pela extensão do estado e características diversas das suas macrorregiões, existem diferentes alternativas de divisão territorial que podem ser consideradas, por região administrativa, por Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHI), entre outras. Para esse trabalho, foi considerada a divisão por UGRHI (**Figura 3**). Cada UGRHI do estado tem a sua vocação determinada, são elas: Industrial, Em industrialização, Conservação e Agropecuária. Para facilitar a identificação das UGRHI, o **Quadro 1** mostra a nomenclatura de cada UGRHI e a sua vocação.

Figura 3 - Mapa do estado de São Paulo dividido por Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHI).



Fonte: (CETESB, 2019)

Quadro 1 – Lista de Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos e suas respectivas vocações.

NOME DA REGIÃO	CÓDIGO	VOCAÇÃO
AGUAPEÍ	20	Agropecuária
TIETÊ/BATALHA	16	Agropecuária
SÃO JOSÉ DOS DOURADOS	18	Agropecuária
MÉDIO PARANAPANEMA	17	Agropecuária
TURVO/GRANDE	15	Agropecuária
BAIXO TIETÊ	19	Agropecuária
PEIXE	21	Agropecuária
PONTAL DO PARANAPANEMA	22	Agropecuária
ALTO PARANAPANEMA	14	Conservação
RIBEIRA DE IGUAPE/LITORAL SUL	11	Conservação
MANTIQUEIRA	1	Conservação
LITORAL NORTE	3	Conservação
MOGI-GUAÇU	9	Em industrialização
BAIXO PARDO/GRANDE	12	Em industrialização
PARDO	4	Em industrialização
SAPUCAÍ/GRANDE	8	Em industrialização
TIETÊ/JACARÉ	13	Em industrialização
ALTO TIETÊ	6	Industrial
PIRACICABA/CAPIVARI/JUNDIAÍ	5	Industrial
TIETÊ/SOROCABA	10	Industrial
PARAÍBA DO SUL	2	Industrial
BAIXADA SANTISTA	7	Industrial

Fonte: Elaboração Própria com base nos dados do DATAGEO (2016).

Vocação Industrial

As unidades de vocação industrial possuem uma grande relevância no contexto da poluição atmosférica no estado, pois nelas estão as principais áreas metropolitanas. Estão nessa categoria as UGRHI 2 (Paraíba do Sul), 5 (Piracicaba/Capivari/Jundiaí), 6 (Alto Tietê), 7 (Baixada Santista) e 10 (Tietê/Sorocaba). Essas regiões abrigam grande parte da Macrometrópole Paulista, onde estão inseridas as regiões metropolitanas de São Paulo, Campinas, Baixada Santista, Sorocaba e Vale do Paraíba. Este conjunto de regiões metropolitanas é atualmente composto por 174 municípios, possui cerca de 75% da população do Estado, 75% da frota circulante e produz cerca de 83% do PIB estadual (CETESB, 2018).

Vocação Em Industrialização

Nessa categoria de unidade vocacional enquadram-se as UGRHI 9 (Mogi-Guaçu), 12 (Baixo Pardo/Grande), 4 (Pardo), 8 (Sapucaí/Grande) e 13 (Tietê/Jacaré). Uma região de destaque dessa vocação é a Região Metropolitana de Ribeirão Preto, que possui 34 municípios e cerca de 1,7 milhões de habitantes (CETEB,2018). Os municípios que compõem essa unidade vocacional têm, geralmente, extensas áreas de atividades agrícolas (principalmente, cítricos e cana-de-açúcar). Essa intensa atividade agrícola tem acarretado a um desenvolvimento de indústrias de transformação (açúcar, álcool e sucos), levando a um crescimento econômico e populacional e ao aumento da frota veicular das principais cidades dessa unidade (CETESB, 2018).

Vocação Conservação

As unidades classificadas com esse perfil vocacional são UGRHI 3 (Litoral Norte), 1 (Mantiqueira), 11 (Ribeira do Iguape/Litoral Sul), 14 (Alto Paranapanema). Essas unidades se destacam por possuírem grandes áreas do seu ambiente conservado e sob a condição de área de proteção ambiental, em função de larga presença de vegetação nativa.

Vocação Agropecuária

Na condição de unidade com perfil vocacional para agropecuária encontram-se 8 UGRHI's o que caracteriza grande área da porção oeste do estado, isto é, UGRHI 20 (Aguapeí), 16 (Tietê/Batalha), 18 (São José dos Dourados), 22 (Pontal do Paranapanema), 17 (Médio Paranapanema), 15 (Turvo/Grande), 19 (Baixo Tietê) e 21 (Peixe). Na porção norte e central do estado, onde estão parte das UGRHI com esse perfil vocacional, existem grandes extensões de plantio de cana-de-açúcar e usinas de produção de álcool e açúcar, enquanto que nas áreas sudoeste e sul predomina a atividade pecuária, com emissões pouco significativas de poluentes regulamentados (CETESB, 2018).

4. Revisão Bibliográfica

4.1 Material Particulado atmosférico

Denomina-se material particulado atmosférico, ou aerossol atmosférico, toda a partícula sólida ou líquida suspensa no ar com exceção dos hidrometeoros (gotículas e cristais de gelo de nuvens), e cujo diâmetro varia nas escalas de nanômetros a dezenas de micrômetros (SEINFELD; PANDIS, 2006, WALLACE; HOBBS, 2006).

O MP atmosférico apresenta significativa variação na sua composição química, fonte emissora e processo de formação. No entanto, algumas classificações gerais são adotadas para facilitar a sua contextualização. Aqueles emitidos diretamente da fonte emissora para a atmosfera são chamados de MP primários, mas quando são formados na atmosfera a partir de transformações físicas e químicas de compostos precursores são classificados como secundários (SEINFELD; PANDIS, 2006). Os MPs secundários podem ser formados a partir da condensação de gases em partículas existentes, aumentando sua massa, ou a partir da condensação de gases de maneira a formar novas partículas (WALLACE; HOBBS, 2006). No contexto global, essa via de formação *in situ*, ultrapassa a própria quantidade de MP primários emitidos pelas atividades antrópicas (WALLACE; HOBBS, 2006).

Com relação às fontes emissoras do MP, variam entre antrópicas e naturais. Entre as fontes naturais de MP atmosférico estão as próprias plantas que, além de emitirem gases precursores de particulado secundário, liberam para a atmosfera partículas primárias como, por exemplo, pólenes (WALLACE; HOBBS, 2006). Além da vegetação, os oceanos constituem outra grande fonte de MP para a atmosfera. Com atuação mais irregular tem-se também os vulcões que injetam gases e partículas na atmosfera. A ressuspensão das partículas da superfície terrestre é outra fonte importante de material particulado, considerando que regiões semi-áridas e desertos cobrem um terço da superfície terrestre, a suspensão dessas partículas é significativa no contexto do montante de material particulado emitido de forma natural (WALLACE; HOBBS, 2006).

Entre as principais fontes antrópicas estão queima de biomassa, emissões veiculares e industriais (WALLACE; HOBBS, 2006). Durante o século 20, as emissões de partículas na atmosfera provenientes de fontes antrópicas representavam apenas uma

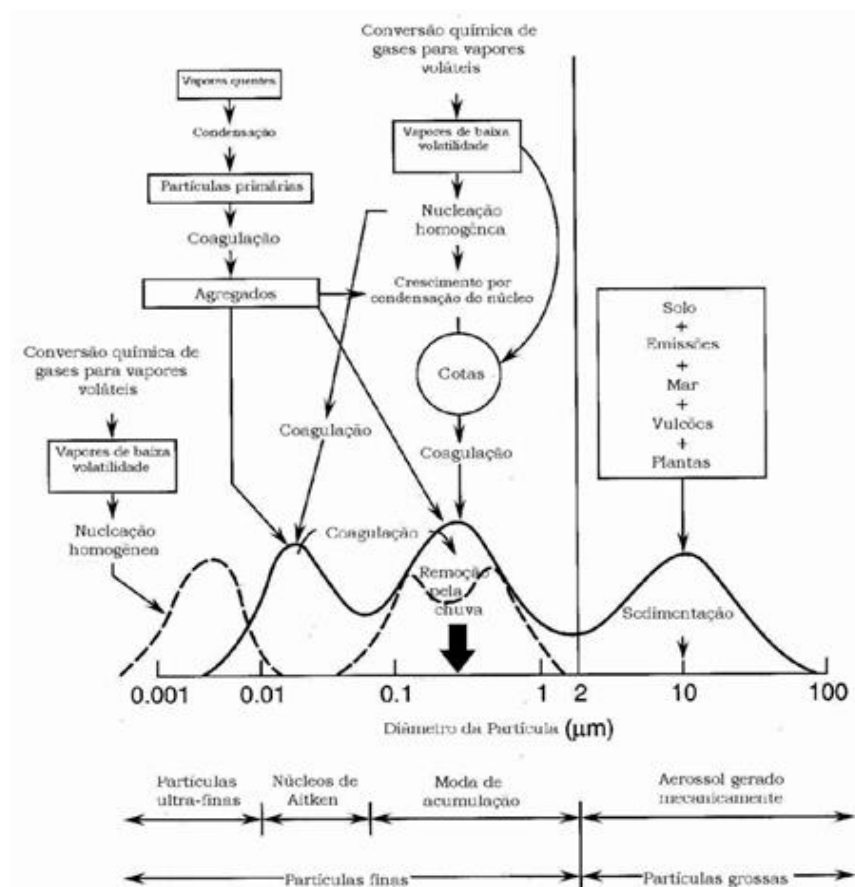
pequena fração da massa de partículas oriundas de fontes naturais. Entretanto, é previsto que até os anos 2040 as fontes antrópicas possam ser comparáveis às aquelas de processos naturais (WALLACE; HOBBS, 2006).

O tamanho das partículas tem substancial impacto no seu tempo de vida na atmosfera (SEINFELD; PANDIS, 2006). As mais grossas possuem tempo de residência na atmosfera menor, ficando restritas à proximidade das fontes, enquanto as mais finas podem ser transportadas por longas distâncias (WALLACE; HOBBS, 2006). Além disso, o tamanho das partículas é crucial tanto para os seus impactos na saúde como no clima.

Com relação ao clima, o tamanho das partículas é importante uma vez que este aspecto é primordial na definição da sua eficiência em interagir (via absorção e espalhamento) com a radiação solar e terrestre e, conseqüentemente, com o balanço de energia do sistema climático (ROSÁRIO, 2011). Quanto menor o tamanho da partícula maior será a sua interação com a radiação solar e menos eficiente será a sua atuação no espectro da radiação terrestre (SEINFELD; PANDIS, 2006).

As partículas com diâmetro maior que 2,5 μm são definidas como partículas da moda grossa e as com diâmetro menor que 2,5 μm como partículas finas (**Figura 4**). A moda das partículas finas pode ser dividida em partículas com diâmetro entre ~0,08 e 2 μm , conhecidas como moda de acumulação, e aquelas entre 0,01 e 0,08 μm , conhecidas como moda de núcleos de Aitken (YNOUE, 2004). As partículas finas têm tempo de residência na atmosfera maior do que as partículas grossas e podem ser transportadas por grandes distâncias, o que aumenta a sua capacidade de dispersão e, conseqüentemente, o seu impacto (FREITAS et al., 2005).

Figura 4 - Distribuição do tamanho do material particulado atmosférico e a sua associação com as fontes emissoras e processos físicos.



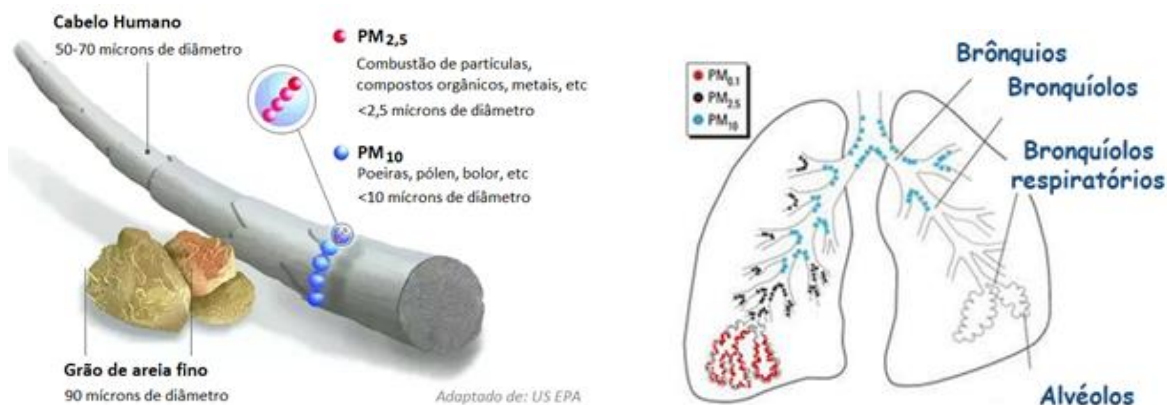
Fonte: YNOUE (2004).

A composição química do material particulado também é um fator potencializador de danos ao aparelho respiratório, na medida em que o particulado pode ter a ele incorporado outros poluentes como sulfatos, nitratos, metais pesados e hidrocarbonetos policíclicos (DANNI-OLIVEIRA, 2008). Segundo Braga et al. (2001), entre os principais componentes químicos do particulado antrópico tem-se carbono, chumbo, vanádio, bromo e os óxidos de enxofre e nitrogênio, que são a maior fração das partículas finas.

4.2 Monitoramento da poluição do ar no Estado de São Paulo: impactos econômicos e na saúde

O Material Particulado, é um poluente que possui impactos na saúde e no clima. No geral, o potencial de impacto na saúde é inversamente proporcional ao tamanho das partículas. Isso porque quanto menor o tamanho das partículas inaláveis mais profundo no trato respiratório elas penetram. Elas podem se depositar nos brônquios e nos alvéolos, agravando problemas respiratórios e podendo causar mortes prematuras (CARMO et al., 2010). Na **Figura 5 (a)**, fica claro o tamanho das partículas inaláveis, que são muito menores que um fio de cabelo humano ou um grão de areia. As partículas extremamente finas se depositam nas partes mais profundas do pulmão (alvéolos), enquanto as um pouco mais grossas ficam nas partes mais superiores, embora também adentrem o pulmão humano (**Figura 5 (b)**).

Figura 5 - a) Ilustração do tamanho das partículas inaláveis em comparação com grão de areia e cabelo humano; b) Penetração das partículas inaláveis no pulmão humano em função do tamanho.



Fonte: a) (adaptado de EPA, [s.d.]) b) (ARTAXO, 2014)

As mortes prematuras que são associadas a poluição atmosférica, são principalmente atribuídas a problemas respiratórios e cardiovasculares relacionadas à inalação de partículas finas (MP_{2,5}) (GONÇALVES et al., 2012). Das 3,7 milhões de mortes atribuídas à poluição do ar pela Organização Mundial da Saúde (OMS), 80%

foram associadas a doenças cardíacas e derrames e 20% às doenças respiratórias e cânceres relacionados à exposição a partículas finas (WHO, 2018).

Considerando seu potencial nocivo, o MP possui monitoramento no estado de São Paulo. O monitoramento oficial dos níveis de poluição do ar no estado de São Paulo se concentra na base de dados da CETESB, já que a companhia é o órgão do estado responsável pelo monitoramento e fiscalização ambiental. A referência legal que define os padrões de qualidade do ar atuais no estado foi instituída pelo Decreto Estadual nº 59113 de 23/04/2013, no qual os padrões para 24 horas e anual do material particulado inalável (MP10) são $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. No relatório de qualidade do ar da companhia, divulgado em 2017, referente ao ano de 2016, as informações dos níveis de poluição por MP10 no estado mostraram que, embora em menor frequência, continua ocorrendo ultrapassagens do padrão de qualidade na RMSP, apesar das políticas públicas adotadas para a mitigação da poluição. No interior também houveram ultrapassagens dos padrões 24 horas e anuais para o MP10, como por exemplo nas estações Paulínia-Sul, Santa Gertrudes e Santa Gertrudes-Jardim Luciana. Na Baixada Santista, o mesmo se observou para a região industrial de Cubatão (CETESB, 2017). O padrão anual foi ultrapassado nas estações de monitoramento de Cubatão-Vila Parisi, Paulínia-Sul, Rio Claro-Jd. Guanabara, Santa Gertrudes e Santa Gertrudes-Jardim Luciana (CETESB, 2017). Portanto, a poluição atmosférica associada ao MP ainda é um problema ambiental relevante no estado de São Paulo. Os padrões de qualidade do ar vigentes e utilizados pela CETESB, ainda são flexíveis em comparação com os padrões que a OMS sugere como adequado, como observado no **Quadro 2**.

As estações de monitoramento da qualidade do ar da CETESB representam a maior rede de informação sobre a qualidade do ar no estado, por essa razão a grande maioria de estudos, e quase tudo que se sabe em relação à poluição atmosférica do estado, giram em torno dos dados fornecidos pela CETESB.

Pestana et al. (2017) avaliaram o papel da exposição aos poluentes MP10 e NO_2 nas internações de idosos e adultos com problemas cardiovasculares no oeste do estado de São Paulo com base nos dados obtidos das estações da CETESB. Enquanto isso, Coutinho et al. (2015) utilizaram dados da CETESB, considerando os mesmos poluentes, para investigar o papel da poluição atmosférica no número de hospitalizações em São José dos Campos. Carvalho et al. (2015) fizeram um levantamento histórico da poluição do ar na RMSP com base nos dados das estações da CETESB coletados entre 1996 e

2009, tendo como objetivo analisar as mudanças ao longo do tempo. Os autores reforçam a importância de se ter um inventário de emissões de poluentes atmosféricos e a distribuição espacial e temporal da concentração dos mesmos na atmosfera para auxiliar no conhecimento do comportamento e evolução da natureza dos poluentes e seus padrões de concentração (CARVALHO et al., 2015). Assim como no caso de Carvalho et al. (2015), às emissões veiculares são o foco comum para diversos estudos, os autores Perez-Martinez et al. (2017) estudam as implicações de restrições de circulação de caminhões em uma rodovia (Bandeirantes) do estado na qualidade do ar, enquanto Miranda et al. (2017) investigou a relação entre a concentração do *black carbon*, um tipo de MP, com a circulação de veículos movidos a diesel na rodovia Ayrton Senna.

Além dos impactos dos veículos na poluição atmosférica, diversos estudos abordaram os impactos das queimadas no interior de São Paulo na degradação da qualidade do ar e da saúde da população. Os autores Arbex et al. (2007) mencionam a importância da queima da biomassa no município de Araraquara na contribuição para altos níveis de poluição atmosférica, e que destacam o impacto das partículas inaláveis no aumento de admissões hospitalares por asma no município. Lara et al. (2005) mostraram que 60% da concentração média anual de MP_{2,5} na região de Piracicaba, interior de São Paulo, era proveniente da queima de cana-de-açúcar. Os processos de amostragem e analíticos deste estudo mostraram que a queima da cana e as práticas agrícolas são a principal fonte de partículas inaláveis na região.

A poluição industrial também possui sua parcela de impacto na poluição atmosférica do estado de São Paulo. Em Cubatão, principal polo industrial do estado, os efeitos da poluição do ar decorrem principalmente das emissões industriais (CETESB, 2018; TAYRA, RIBEIRO e NARDOCCI, 2012). Os autores Tayra, Ribeiro e Nardocci (2012) analisaram o custo econômico da poluição do ar em Cubatão, associado ao quanto é gasto pelo Sistema Único de Saúde (SUS) em admissões hospitalares decorrentes de impactos da poluição do ar na saúde, concluíram que, quando comparado a outros municípios da Baixada Santista (Guarujá e Peruíbe) que não possuem expressiva atividade industrial, o custo em Cubatão é bem maior.

Em função do uso da base de dados da CETESB, grande parte dos estudos da poluição do ar no estado de São Paulo se concentra em medições de poluentes na superfície em locais específicos, isto é, com uma cobertura espacial limitada. Vastas áreas

do estado não apresentam, ou apresentam um número limitado, de estudos com foco na poluição atmosférica.

Um aspecto que é importante considerar quando se estuda poluição atmosférica é o transporte dos poluentes. A pluma de poluição emitida em lugares onde há a presença de fontes emissoras importantes pode ser transportada para diversas partes do estado, assim como a poluição remota chega no estado de São Paulo proveniente de outros locais. Os autores Pereira et al. (2017) e Andrade et al. (2017) mostraram que durante a estação seca, de junho a setembro, maiores concentrações de MP provenientes de locais afetados pela queima da cana-de-açúcar chegam à cidade de São Paulo. As emissões provenientes da queima de biomassa na região centro-oeste do Brasil e do Sul da Amazônia também são transportadas para a região do estado de São Paulo (FREITAS et al., 2005). Boian e Andrade (2012) mostraram que as concentrações de ozônio na região de Campinas estão associadas com as emissões do poluente e seus precursores na RMSP, o que implica que há o transporte desse e outros poluentes entre essas regiões.

Como as estações da rede da CETESB se concentram em áreas que possuem fontes emissoras importantes, observa-se que o transporte de poluição para outras regiões do estado não é capturado pela rede. Sendo assim, são necessárias alternativas que ajudem a suprir as limitações da rede de monitoramento da CETESB. O sensoriamento remoto é a principal alternativa que vêm sendo aplicado no contexto da poluição atmosférica.

Apesar do crescimento da aplicação do sensoriamento remoto a partir de satélites no contexto da poluição atmosférica e da qualidade do ar ao redor do mundo, a sua aplicação no estado de São Paulo, e no Brasil de modo geral, ainda é incipiente. No estado de São Paulo, os artigos publicados que utilizam o sensoriamento remoto por satélite têm tido foco, não na poluição atmosférica, mas nos focos de queimadas que representa uma das suas fontes, em especial no interior. Os autores Mataveli et al. (2014), fizeram uso de sensoriamento remoto na identificação de queimadas no interior de São Paulo a partir de uma ampla gama de sensores. Eles identificaram uma diminuição no número de focos nas áreas de plantação de cana-de-açúcar entre os anos de 2008 e 2011. Os autores fizeram o uso de sensoriamento remoto para detectar a ocorrência de fogo em duas perspectivas, na detecção de fogo ativo (monitoramento com base em anomalias termais) e por meio da identificação de cicatriz de queimada (MATAVELI et al., 2014).

Diversos estudos (AGUIAR; RUDORFF; SILVA, 2010, FRANÇA et al., 2014), a partir de sensores com maior resolução (especialmente produtos associados ao satélite

LANDSAT), fizeram a análise de imagens e identificaram a presença de queimadas no estado de São Paulo pela textura do solo e cicatrizes de queimadas associadas às plantações de cana-de-açúcar.

A extensão espacial da ocorrência de queimadas em áreas tropicais e subtropicais da América do Sul torna o sensoriamento remoto por satélites a mais viável forma de monitoramento destes eventos (FREITAS et al., 2005) e dos seus impactos na qualidade do ar. A aplicação do sensoriamento remoto no estado pode ir além do monitoramento das queimadas. Uma das aplicações é a medição da Profundidade Óptica do Aerosol (AOD), como mencionado, um indicador da poluição atmosférica associada ao material particulado. Assim como São Paulo, que não possui uma rede de monitoramento da qualidade do ar que cobre o estado inteiro, outras regiões do Brasil e do mundo passam pela mesma situação.

Embora a proposta do presente estudo é analisar a evolução da poluição na atmosfera de São Paulo com foco na própria AOD, vale ressaltar que vários estudos têm investigado o potencial da AOD, associada com variáveis meteorológicas, em prever a concentração de MP na superfície.

Os autores Kumar et al. (2007) examinaram a relação entre a AOD e a concentração de MP_{2,5} na superfície da região metropolitana de Delhi, na Índia, que é também um país que não possui uma rede nacional de monitoramento da qualidade do ar, e mostraram uma associação positiva significativa entre as duas variáveis, o que simboliza uma alternativa no aspecto do monitoramento. Zhao et al. (2013) analisaram a variabilidade da qualidade do ar em Shanghai a partir da AOD e de dados de superfície e concluíram que houve significativa melhora na qualidade do ar da região. Ma et al. (2014) utilizaram dados de AOD obtidas por satélite para estimar a qualidade do ar na superfície. Apontaram as condições meteorológicas e as mudanças no uso do solo como elementos importantes no desempenho da AOD como preditor da qualidade do ar na superfície. Gupta et al. (2006), analisaram a relação entre a concentração média diária de MP e a AOD para diferentes cidades ao redor do mundo e encontrou ótima correlação entre as duas variáveis, coeficiente linear de correlação de até 0,96. Entretanto eles destacam a importância de alguns elementos meteorológicos na qualidade dos resultados, como cobertura de nuvem, altura da camada de limite planetária e distribuição vertical do MP.

No Brasil são poucos os trabalhos que avaliaram a utilização de satélite para monitorar a qualidade do ar (CASTANHO et al., 2008, NATALI, 2008) e todos eles

focaram na RMSP. Natali e Castanho (2008) mostraram o potencial da qualidade do ar a partir da AOD embora os resultados não tenham sido tão robustos como os apresentados nos trabalhos anteriormente citados. A principal razão foi a não consideração da influência das condições meteorológicas na comparação da AOD com a concentração de MP na superfície. D'Alessio (2015) mostra que, além da meteorologia, o transporte de fumaça das queimadas do interior do Brasil e a localização das estações da CETESB (proximidade de vias de trânsito intenso) podem também influenciar na relação entre a AOD e as concentrações de MP na superfície.

4.3 Padrões de qualidade do ar

Visando o acompanhamento da qualidade do ar e dos efeitos das políticas de controle da qualidade do ar, existem nas legislações de vários países padrões de qualidade do ar definidos com base em valores limites da concentração de poluentes que devem ser respeitados. No Brasil, a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA 03/1990 regia os limites legais da concentração de poluentes permitidos na atmosfera até novembro de 2018, quando a resolução CONAMA 491/2018 revogou a anterior estabelecida em 1990. Esses limites, até muito recentemente, estavam ultrapassados considerando as mudanças nas legislações de outros países, da OMS e, inclusive, do próprio estado de São Paulo (ISS, 2015). Com a mudança, os padrões nacionais passam a ser mais restritivos, mas ainda distantes quando comparado com o recomendado pela OMS.

O governo do estado de São Paulo, promulgou o decreto nº 59.113, de 23/04/2013 que atualizou os padrões de qualidade do ar da resolução CONAMA de forma a serem mais restritivo na esfera estadual. Apesar deste avanço, os padrões vigentes no estado ainda não se enquadram nos padrões de qualidade recomendados pela OMS (ISS, 2015), como pode ser visto na **Quadro 2**, que especifica e compara os padrões de qualidade do ar em relação ao MP, poluente de interesse do presente trabalho.

Quadro 2 - Limites de concentração de MP10 e MP2,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) recomendados pela OMS (2005), pelo Decreto Paulista 59.113/2013, pela resolução do CONAMA 491/2018 e pelo EPA (2012).

Poluente	Tempo de Amostragem	OMS 2005	Decreto Paulista 2013	CONAMA 2018	EPA 2012
Partículas inaláveis (MP10)	24 horas	50	120	120	150
	média anual	20	40	40	não há
Partículas inaláveis finas (MP2.5)	24 horas	25	60	60	35
	média anual	10	20	20	15

Fonte: adaptado Instituto de Saúde e Sustentabilidade (ISS, 2015) e United States Environmental Protection Agency (EPA, [s.d.]).

Os altos valores de referências de concentração de poluentes na esfera federal podem ser uma importante dificuldade na caracterização da gravidade da poluição atmosférica no país, além de influenciar a falta de ações no sentido de mitigar os seus efeitos na saúde e na formulação de políticas públicas (ISS, 2015). Essa distração, em que as concentrações geralmente estão acima dos valores recomendados pela OMS, mas dentro dos legais, passam erroneamente a ideia de que os poluentes estão em níveis controlados. No último relatório de qualidade do ar da CETESB publicado em 2018, referente ao ano de 2017, as concentrações diárias de MP10 na RMSP ultrapassam com alguma frequência os padrões de qualidade do ar recomendado pela OMS ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

A classificação das concentrações máximas diárias nos mostra como os níveis de poluição variam significativamente entre as estações da CETESB. Na RMSP, as estações localizadas em Interlagos e Santo André - Capuava foram as com menores concentrações, e mesmo assim chegaram nos valores de 69 e $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. As estações de Grajaú-Parelheiros e Guarulhos-Paço Municipal obtiveram as maiores concentrações máximas diárias, atingindo 128 e $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente (CETESB, 2018). Na Baixada Santista, as concentrações máximas diárias foram 188 e $47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nas estações Cubatão-Vila Parisi e Santos, respectivamente. No interior do estado, as concentrações máximas diárias foram 248 e $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nas estações de Santa Gertrudes-Jardim Luciana e Franca- Cid. Nova (CETESB, 2018).

Essas medidas reforçam a importância do monitoramento do MP no estado, em especial nas áreas que não são contempladas pelo monitoramento oficial.

4.4 Fontes de material particulado no estado de São Paulo

Os poluentes presentes na atmosfera do estado de São Paulo podem ser provenientes de diferentes fontes, dependendo da região do estado, sua respectiva vocação e exposição ao transporte de poluentes de fontes remotas.

Nas regiões metropolitanas, como a RMSP e a de Campinas, se destaca a emissão veicular, enquanto em regiões específicas, como o município de Cubatão e distrito de Paulínia em Campinas, a poluição industrial tem maior potencial de dano (CETESB, 2017).

São Paulo possui uma das maiores frotas veiculares do mundo. O estado conta com aproximadamente 30 milhões de veículos circulando em seu território (CETESB, 2017). Entre esses veículos, encontram-se unidades movidas a etanol, gasolina e diesel conforme tabela abaixo (CETESB, 2017).

Dentro dos limites geográficos do estado, a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) se destaca em termos de quantidade e uso de veículos. Composta pela cidade de São Paulo e municípios vizinhos, a RMSP conta 39 municípios, entre eles Osasco, Guarulhos e municípios da região do ABC. A RMSP possui mais de 21 milhões habitantes e frota com mais de 7 milhões de veículos. Por conta dessa enorme frota veicular, RMSP representa a mais importante fonte regional de emissão de poluentes da porção leste do estado. Acima de 95% do monóxido de carbono emitido na região é proveniente dos veículos. Com relação ao MP10, as emissões veiculares respondem diretamente por aproximadamente 40% das emissões, a atividade industrial e formação secundário por 25% cada, e a ressuspensão de poeira do solo por 10% (CETESB, 2017).

Espalhadas por distintas regiões do estado, as industriais são dominantes para os cenários de poluição atmosférica em diversas áreas. Uma área do estado que se destaca nesse aspecto é o município de Cubatão. A qualidade do ar em Cubatão é determinada, principalmente, por fontes industriais, caracterizando um cenário diferente dos centros urbanos e das áreas do interior dominadas pela agropecuária (CETESB, 2017). Essa região é no geral afetada por altas concentrações de SO₂, ozônio e material particulado. O mais recente relatório de qualidade do ar da Cetesb aponta que na Vila Parisi, bairro da área industrial de Cubatão, uma das maiores preocupações são justamente as altas concentrações de MP (CETESB, 2017).

Na RMSP, embora não sejam dominantes, as indústrias também possuem um papel importante no montante de poluição atmosférica emitida. No caso do MP10, a contribuição estimada da indústria é de 10%, entretanto, os processos industriais respondem por 52% das emissões dos óxidos de enxofre (SO_x) que tem papel importante na formação do material particulado secundário fino (CETESB, 2017).

No ano de 2016 foram observadas concentrações elevadas (acima dos limites dos padrões de qualidade do ar) de material particulado em algumas estações da CETESB em áreas com presença significativa de fontes fixas, principalmente na região industrial de Cubatão, mas também no interior, no polo petroquímico de Paulínia, Santa Gertrudes, e na RMSP, mais precisamente na estação de Osasco.

Como mencionado, outra fonte de significativa importância de poluição atmosférica, principalmente no interior do estado, são as queimadas. As queimadas podem ocorrer por vias naturais ou pela ação humana (FREITAS et al., 2005). No caso do estado de São Paulo, o principal agente das queimadas, por muito tempo, tem sido a colheita de cana-de-açúcar, que estende-se de abril a dezembro e é realizada de duas maneiras: manual ou mecanicamente. Para a colheita manual, a cana-de-açúcar é queimada antes do corte das hastes, a fim de eliminar a palha, facilitando a colheita. Para a colheita mecânica, a queima da palha é desnecessária, uma vez que a máquina corta os caules e a palha, deixando a última espalhada no chão. Ainda existe um terceiro método de colheita utilizado atualmente por cerca de 10% da área colhida de cana-de-açúcar em São Paulo, que consiste na colheita de cana-de-açúcar queimada com máquinas menos sofisticadas (AGUIAR; RUDORFF; SILVA, 2010).

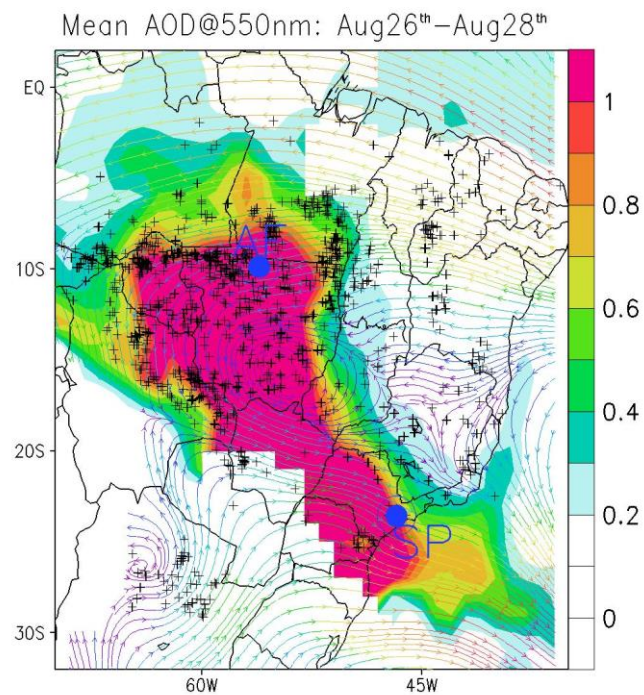
O estado de São Paulo tem na cana seu principal produto agropecuário, que representou 55,2% da produção nacional em 2015 (IEA, [s.d.]). Nos últimos anos a plantação de cana-de-açúcar teve um aumento considerável no estado, impulsionado pela crescente demanda interna por etanol, além da demanda externa (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 2014, MATAVELI et al., 2014). No âmbito internacional, a expectativa de exportação a países demandantes de produtos com baixo impacto ambiental gerou incentivos para que os produtores elevassem a sustentabilidade socioambiental de seus processos (SAIANI; PEROSA, 2016).

A substituição dos combustíveis fósseis pelo etanol na frota paulista representaria uma diminuição em relação aos poluentes emitidos à atmosfera, considerando a diminuição no consumo de combustíveis fósseis no estado decorrente do aumento do

consumo do etanol. Por outro lado, a problemática das queimadas atreladas à produção da cana-de-açúcar tornou-se uma preocupação ambiental e de saúde pública considerável com a expansão dos canaviais. O material particulado precipitado na forma de fuligens estende os impactos da queima à saúde humana, já que estão associadas ao aumento de doenças respiratórias (MATAVELI et al., 2014, SAIANI; PEROSA, 2016). Existem diversas evidências de que a fumaça das queimadas aumenta casos de doenças respiratórias, como asma, bronquite crônica e infecção aguda (SAIANI; PEROSA, 2016).

Além da poluição produzida pelas fontes locais, a atmosfera de São Paulo também é afetada por poluentes emitidos em regiões remotas do país, em particular da região sul da Amazônia e centro-oeste do Brasil, durante os meses de seca (julho a outubro), quando ocorre grande incidência de queimadas nas áreas de Cerrado e Floresta Tropical (FREITAS et al., 2005). Associada às queimadas, uma grande quantidade de poluentes é liberada para a atmosfera, que se eleva para as camadas mais altas da atmosfera e é transportada para diversos locais da América do Sul (FREITAS et al., 2005). Uma das regiões afetada pela pluma de poluentes decorrentes das queimadas do sul da Amazônia e do centro-oeste do Brasil (**Figura 6**) é a região do estado de São Paulo (MARIANO et al., 2010, LANDULFO et al., 2003, ROSÁRIO, 2011, YAMASOE et al., 2017). Vale ressaltar que, no geral, a poluição das queimadas transportada do sul da Amazônia e do Centro-Oeste não tem impacto direto significativo nos níveis da poluição em superfície, pois, os valores máximos de concentração de fumaça ocorrem, geralmente, a uma altura em torno de 2 km. (LANDULFO et al., 2003, MARIANO et al., 2010, FREITAS et al., 2005).

Figura 6 – Transporte de fumaça proveniente de queimadas na região da Amazônia em direção ao estado de São Paulo como identificado a partir das medidas de AOD e focos de queimadas (+) ocorrido entre os dias 26 e 28 de Agosto 2007.



Fonte: (YAMASOE et al., 2017).

4.5 Controle de poluição atmosférica no Estado de São Paulo

No contexto das emissões veiculares, o principal instrumento das políticas públicas implementadas nas últimas décadas com a finalidade de mitigar a poluição atmosférica tem sido o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos automotores (PROCONVE), criado pelo CONAMA (Resolução nº18/1986).

O programa foi criado no sentido de fixar limites máximos de emissão dos veículos, estabelecer exigências tecnológicas nos automóveis e prazos para o cumprimento, de maneira a contribuir para o controle de poluição atmosférica proveniente de veículos. O PROCONVE possui controle sobre automóveis, caminhões, ônibus, máquinas rodoviárias e agrícolas, enquanto, um programa similar, o PROMOT (Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares) mitiga as emissões de motocicletas e similares (IBAMA, 2017). O PROCONVE e PROMOT foram instituídos em 1986 e 2003, respectivamente.

Uma das maneiras de se observar a eficácia do PROCONVE é por meio da análise da série histórica de dados da qualidade do ar, principalmente em áreas urbanas onde a emissão veicular é dominante. A frota de veículos na RMSP multiplicou-se por 6 nos últimos 20 anos, e enquanto observou-se uma diminuição da concentração de monóxido de carbono (CO) na atmosfera da região. O CO é poluente emitido principalmente pelos veículos leves (CETESB, 2018). Os estudos de Andrade et al. (2017) e Abe e Miraglia (2018) ilustram que a implementação do PROCONVE teve um impacto direto nas concentrações de poluentes na atmosfera e resultou em uma substancial redução na concentração de MP10 e consequentes benefícios na saúde pública.

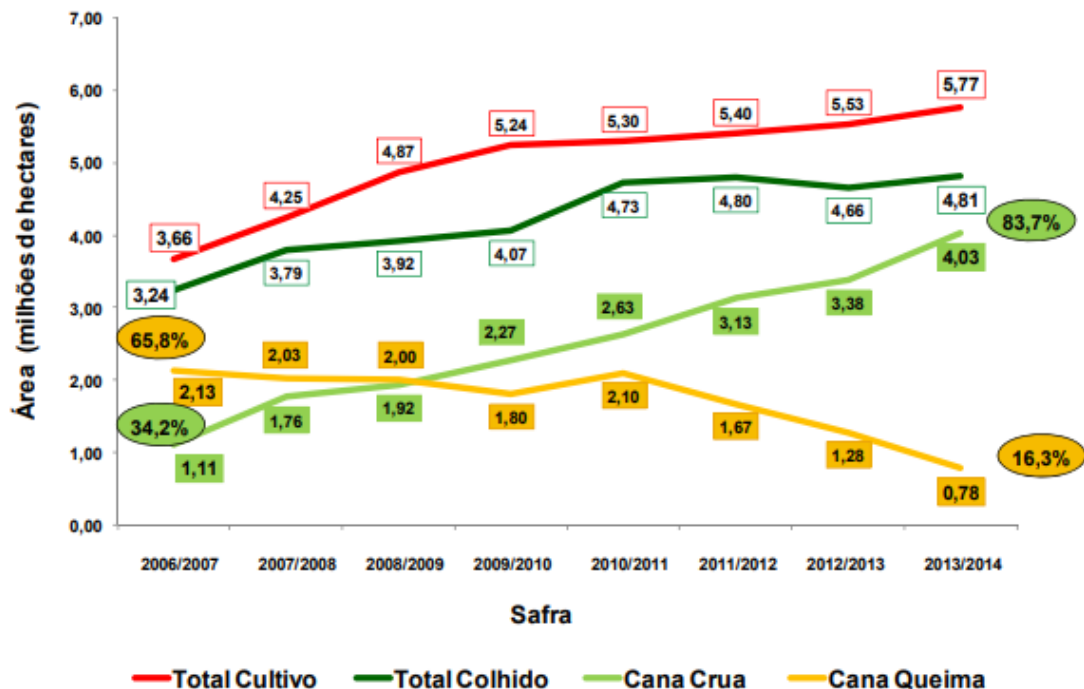
Considerando os impactos decorrentes da prática da queima de biomassa, principalmente nos municípios do interior, o estado de São Paulo implementou a Lei Estadual 11.241 de 19 de setembro de 2002, que regulamenta o fim da prática da queima na colheita da cana até 2021 para áreas com declividade menor que 12% (mecanizáveis), e até 2031 para áreas com declividade maior que 12% (não mecanizáveis) e áreas menores que 150 ha (SÃO PAULO, 2002). Com a intenção de acelerar a extinção da prática de queimada na produção de cana-de-açúcar, a Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo, juntamente com a União de Indústria da Cana-de-açúcar (UNICA) e a Organização dos Plantadores de Cana da Região Centro-Sul do Brasil (ORPLANA), representando o Setor Sucroenergético, assinaram em 2007 o Protocolo Agroambiental,

para antecipar os prazos estabelecidos pela Lei Estadual 11.241 (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 2014). Nesse acordo, a data limite para a extinção da queima nos canaviais seria antecipada para 2014 para áreas mecanizáveis e 2017 para áreas não mecanizáveis. O Protocolo Agroambiental faz parte do Projeto Etanol Verde, que tem como objetivo o desenvolvimento de ações que estimulem a sustentabilidade da cadeia produtiva de açúcar, etanol e bioenergia (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 2014).

Portanto, se cumprido devidamente, significaria que a presença de queimadas no estado provenientes da colheita de cana-de-açúcar seria completamente erradicada até o ano de 2017.

O Protocolo do Setor Sucroenergético elaborou em 2014 o seu último relatório consolidado até o momento, descrevendo a situação dos canaviais paulistas em relação ao acordo assinado. Considerando o cenário divulgado por esse relatório, as queimadas estão em uma tendência de diminuição consistente com o acordado no protocolo. Nesse cenário, se constrói a expectativa de que a poluição atmosférica no estado teria uma tendência de diminuição, refletindo o fato de que uma de suas principais fontes está se extinguindo. A **Figura 7**, extraída do relatório consolidado do Protocolo Agroambiental, mostra significativa redução da área de cana-de-açúcar colhida com a prática da queima, que o protocolo teria impulsionado

Figura 7 - Evolução das áreas de cultivo, colheita total, colheita mecanizada e colheita com a prática da queima de cana-de-açúcar no estado de São Paulo entre as safras de 2006/2007 a 2013/2014.



Fonte: (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 2014)

O relatório expõe, como resultado da eliminação gradativa da queima da palha da cana, o aumento da colheita sem fogo nas áreas de expansão de canaviais e o decréscimo gradativo da queima em canaviais mais antigos, sobretudo a partir da safra 2010/11 (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 2014).

5. Dados e Métodos

5.1 Dados

5.1.1 Dados de AOD: Sensor MODIS

Para a análise da distribuição espacial da poluição do ar no estado de São Paulo, foi escolhido como indicador do conteúdo de MP na atmosfera a variável profundidade óptica do aerossol (AOD, da expressão em inglês *Aerosol Optical Depth*). A AOD representa a abundância do material particulado presente na coluna atmosférica baseada no retroespalhamento de volta para o espaço (no caso de satélites) da radiação solar ao interagir com a atmosfera (LIOU, 2002). Quanto maior a quantidade de material particulado na atmosfera, maior é a quantidade de radiação de volta recebida pelo sensor do satélite. A AOD é o principal indicador de poluição atmosférica associada ao material particulado quando se trata do monitoramento por sensores passivos a bordo de satélites. Por esta razão é amplamente utilizada nos estudos com foco no comportamento da poluição regional e global (KAUFMAN et al., 2002, LEVY et al., 2013).

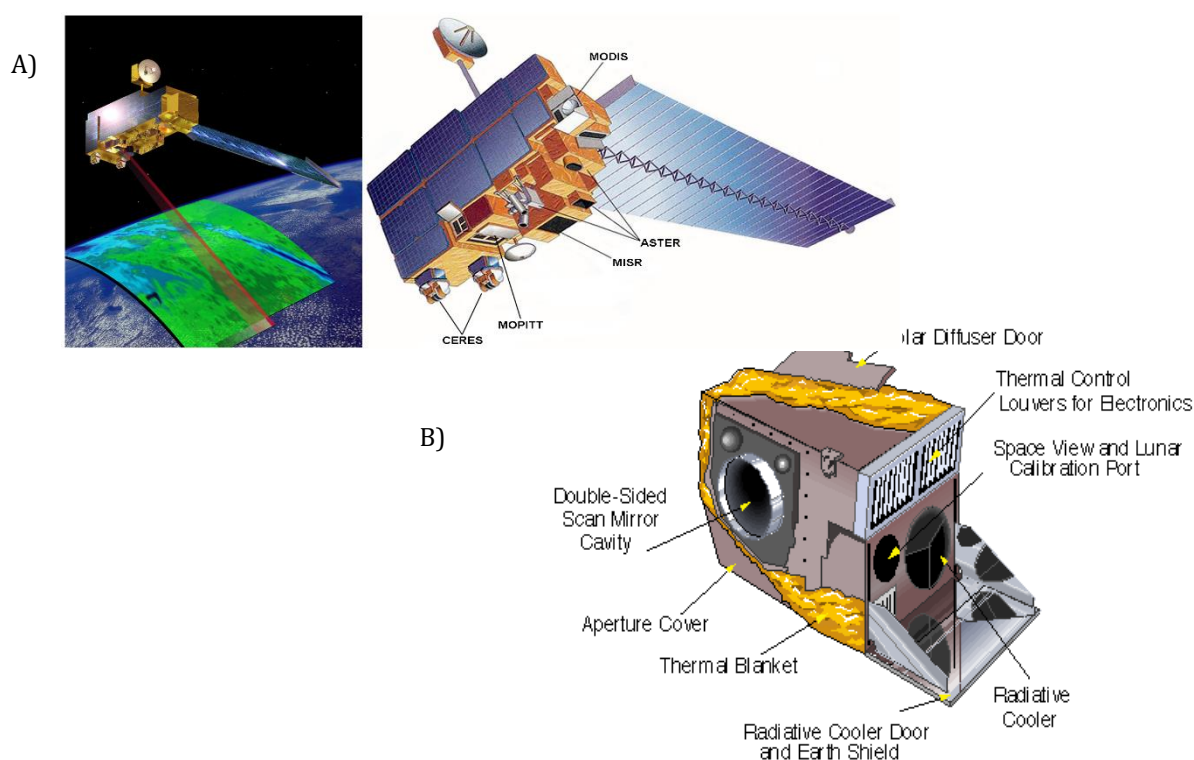
Entre os sensores a bordo de satélites dedicados ao monitoramento da AOD destaca-se o *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS, KING et al., 1992, JUSTICE et al., 1998) a bordo dos satélites polares Terra (<https://terra.nasa.gov/about>) e Aqua (<https://aqua.nasa.gov/content/about-aqua>). A seguir é apresentado um resumo das características técnicas do MODIS e dos produtos de AOD derivados a partir das suas medidas da radiação solar.

O MODIS foi projetado e desenvolvido para atender ao *Earth Observing System* (EOS), a serviço da *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) dos Estados Unidos, e tem como objetivo obter dados do sistema climático terrestre por longa duração sobre todo o planeta (SIQUEIRA, 2008). Além do interesse nas propriedades atmosféricas (ex. composição química), o MODIS também permite estudos multidisciplinares de interações superfície terrestre-atmosfera e oceano-atmosfera (KING, 1992).

O satélite Terra foi o primeiro a ser lançado à atmosfera, em 1999, seguido pelo satélite Aqua, em 2002. A bordo de ambos está o sensor MODIS. Na **Figura 8**, são apresentadas as configurações de um exemplar desses satélites e os detalhes do MODIS.

O Terra realiza sua passagem sobre o equador na direção de norte a sul por volta das 10:30 (hora local). Já o Aqua realiza a mesma passagem de sul para norte por volta das 13:30, hora local (REMER et al., 2005). Sobre o estado de São Paulo, as passagens do Terra se distribuem entre o meio e o fim da manhã (entre 10:30h e 12:00h, horário local), enquanto o Aqua usualmente passa entre o início e meio da tarde (entre 13:00h e 15:30h).

Figura 8 - A) Ilustração do satélite Aqua imageando o sistema atmosfera-superfície e em destaque o conjunto de sensores a bordo; B) Visão detalhada do sensor MODIS.



Fonte: (NASA, [s.d.])

O sensor MODIS possui a capacidade de medir a energia na forma de radiação eletromagnética que sai no topo da atmosfera do planeta em 36 bandas espectrais, que se situam entre $0,4 \mu\text{m}$ (espectro visível) e $14,4 \mu\text{m}$ (espectro do infravermelho termal) (SIQUEIRA, 2008). Portanto, como dado primário, ele mede tanto a energia solar refletida pela atmosfera e superfície terrestre como a própria energia emitida pelo nosso sistema climático (SIQUEIRA, 2008).

A radiação solar refletida de volta para o espaço em algumas das bandas do sensor ($0,47$ e $0,66 \mu\text{m}$), é convertida em AOD mediante um algoritmo de transferência radiativa

na atmosfera, após a correção da contribuição da energia refletida pela superfície terrestre e pelos demais constituintes atmosféricos, principalmente o N₂, O₂ e O₃ (REMER et al., 2005).

A base teórica para o sensoriamento remoto da AOD, ou seja, da abundância do material particulado na coluna atmosférica a partir dos sensores a bordo de satélites, como o MODIS, consiste essencialmente na decomposição da energia solar refletida (refletância) pelo sistema atmosfera-superfície e observada pelo satélite (ρ_{sat}) nas contribuições do aerossol (ρ_{aer}), das moléculas dos gases presentes na atmosfera (ρ_{molec}) e da superfície terrestre (ρ_{sfc}): Onde $T_{sol-sfc}$ e $T_{sfc-sat}$ representam, respectivamente, a transmissão da energia solar entre o sol e a superfície terrestre e entre a superfície terrestre e o satélite (REMER et al., 2005). O termo S_{atm} representa a razão de retroespalhamento da atmosfera ou albedo esférico, isto é, a fração energia solar que a atmosfera reflete de volta para o hemisfério de origem da radiação incidente nela.

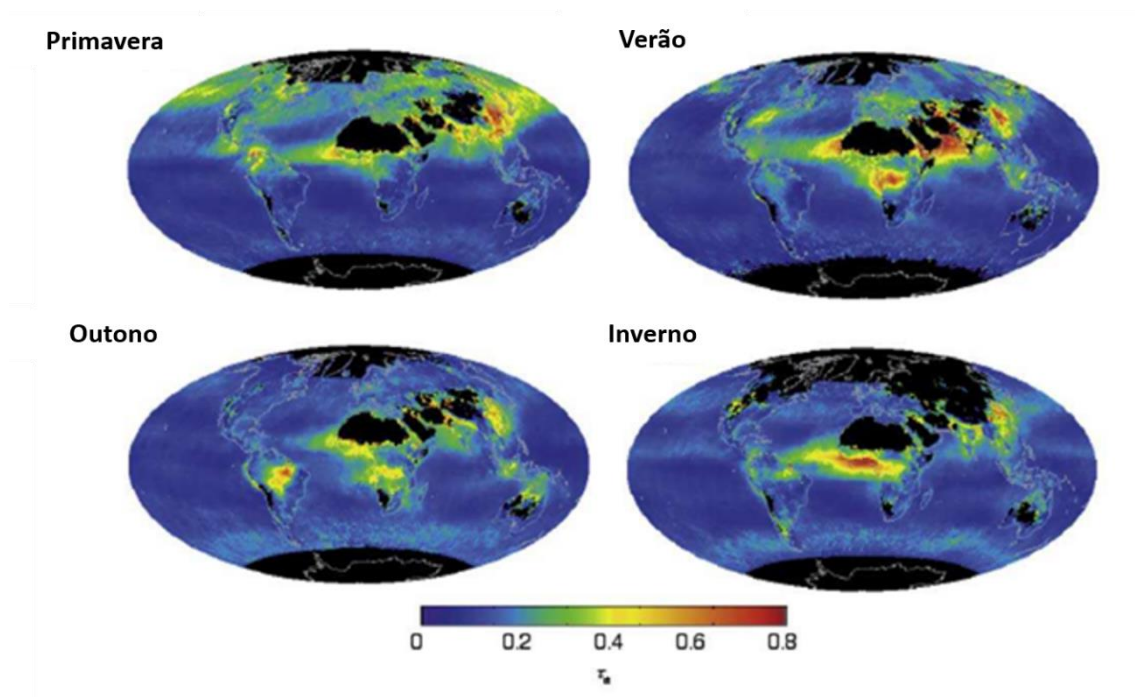
$$\rho_{aer} = \rho_{sat} - \rho_{molec} - \frac{T_{sol-sfc} * T_{sfc-sat} * \rho_{sfc}}{1 - \rho_{sfc} * S_{atm}} \quad (1)$$

Os dados de AOD do MODIS selecionados para aplicação no presente trabalho são correspondentes ao produto com resolução de 3 km baseado no algoritmo *Dark Target* da *Collection 6.0* (LEVY et al., 2013, REMER et al., 2013) processados e arquivados pelo *MODIS Adaptive Processing System* (MODAPS; <http://modaps.nascom.nasa.gov/services/>) e disponibilizados online (<http://ladsweb.gsfc.nasa.gov>). O produto *Dark Target* tem essa denominação por efetuar a medição apenas em áreas escuras, isto é, onde não ocorrem nuvens, sedimentos oceânicos, neve, gelo, águas interiores e superfícies brilhantes na hora de estimar a quantidade de material particulado na atmosfera (REMER et al., 2013). Para estes cenários, áreas escuras, o desempenho do algoritmo, do ponto de vista da acurácia da AOD, é maior.

A **Figura 9** mostra como exemplo, o produto global da média sazonal da AOD no comprimento de onda da radiação solar correspondente ao visível (550 nm). Destacam-se as principais plumas de poluição globais associadas as fontes emissoras de aerossóis de grande relevância regional, entre eles a queima de biomassa na África e na América do Sul no outono do hemisfério norte (entre setembro a novembro), o transporte de poeira

do deserto do Saara para a América Central (Verão do Hemisfério Norte) e da Ásia para a América do Norte (Primavera do Hemisfério Norte).

Figura 9 - Mapas da profundidade óptica dos aerossóis (AOD) do MODIS para as estações do ano do Hemisfério Norte primavera, verão, outono e inverno para o ano de 2001.



Fonte: (adaptado de CHU et al., 2003).

O período escolhido para analisar a poluição atmosférica no Estado de São Paulo é o entre o ano de 2007, quando foi firmado o Protocolo Agroambiental entre setor Sucroalcooleiro paulista e a Secretaria de Estado do Meio Ambiente, e o ano de 2017, isto é, um período de 11 anos. A afirmação do protocolo gerou uma alta expectativa de redução da poluição no estado, em particular nas regiões do interior. Portanto, para as análises do estudo foram obtidos todos os dados diários de AOD correspondentes às passagens dos sensores MODIS a bordo dos satélites Terra e Aqua entre os anos de 2007 e 2017.

5.1.2 Dados de focos de queimada no Estado de São Paulo

Com o objetivo de analisar e caracterizar a relação entre a incidência de queimadas no estado e a quantidade de material particulado na atmosfera (AOD), foram obtidos do Programa Queimadas - Monitoramento por satélite do Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (<http://www.inpe.br/queimadas/portal>) dados anuais, georreferenciados, do número de focos de queimadas para o estado de São Paulo entre os anos de 2007 e 2017.

Os focos de queimada são detectados pelos satélites a partir do contexto de que os materiais em chamas emitem significativa quantidade de energia na faixa termal média (3,7 a 4,1 μm), a partir disso as imagens selecionadas são aquelas que tenham essa faixa característica e nelas selecionam-se os pixels com maior temperatura, que em geral satura o sensor, detectando a presença de queimadas no local (INPE, 2018).

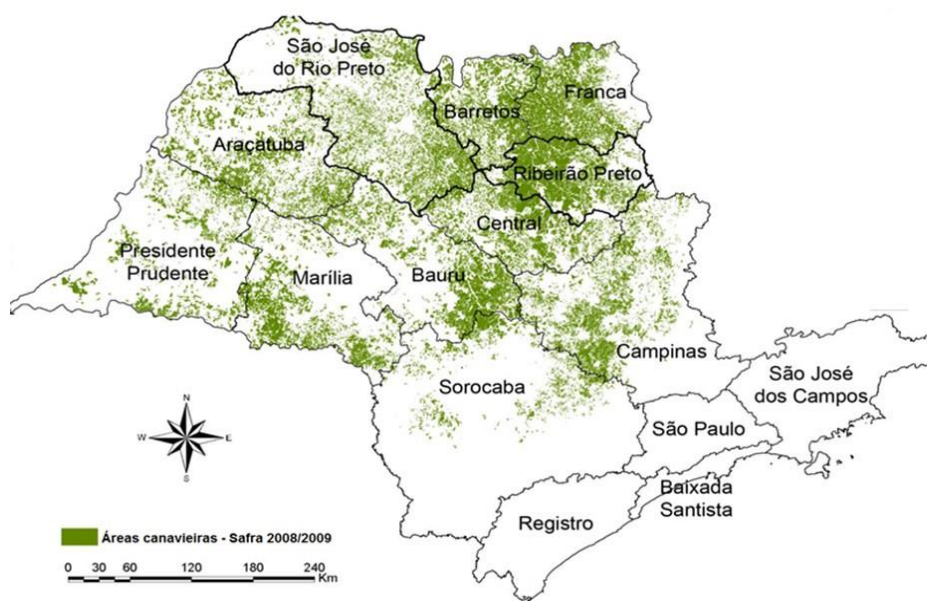
Para manter a consistência temporal e espacial da análise entre a distribuição do número de focos de queimadas e a poluição atmosférica, foram considerados apenas os dados de foco de queimadas obtidos a partir das medidas do sensor MODIS a bordo do satélite de referência Aqua. Os produtos de focos de queimada do INPE fornecem a incidência de queimadas para todo o estado sem discriminar aquelas ocorridas no contexto de áreas de colheita de cana-de-açúcar das queimadas de outra natureza.

Alguns cuidados são necessários na interpretação dos mapas de focos de queimadas. Um foco indica a existência de fogo em um elemento de resolução da imagem do sensor (pixel), que pode variar de 1 km x 1 km até 5 km x 4 km, quando se vai do nadir à borda da varredura do satélite. Entretanto, neste pixel pode haver uma ou várias queimadas distintas, porém a indicação será de um único foco. E se uma queimada for muito extensa, ela será detectada em alguns pixels vizinhos, ou seja, vários focos estarão associados a uma única grande queimada (INPE, 2018). No entanto, para as médias nas escalas temporais adotadas no presente estudo (mensal, sazonal e anual), estes artefatos não representam um problema maior, na medida em que estamos interessados em avaliar o comportamento médio da incidência de queimada em grandes áreas (ex. UGRHI).

5.1.3 Dados de Área de cultivo de cana-de-açúcar

Visando uma avaliação do impacto da evolução das áreas canavieiras no estado de São Paulo na AOD, foram selecionados os dados históricos (2007-2017) do projeto CANASAT (<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/>), que fornece mapas anuais de monitoramento das áreas de plantação e colheita da cana-de-açúcar, separando em áreas com e sem a queima da palha. Foram utilizados os mapas de cultivo de cana-de-açúcar no contexto deste trabalho. Um exemplo de mapa de áreas de cultivo de cana-de-açúcar no estado de São Paulo encontra-se na **Figura 10**.

Figura 10 – Exemplo do mapeamento das áreas Canavieiras no estado de São Paulo (Safrá 2008-2009) por unidade de área administrativa.



Fonte: (RUDORFF et al., 2010)

5.1.4 Dados Meteorológicos

Com o objetivo de avaliar a dependência da ocorrência de queimadas no estado com as condições meteorológicas durante o período do estudo, a proposta inclui também a análise da variabilidade interanual da chuva no estado. Para isso, dados do total anual de chuva das estações do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) localizadas no estado de São Paulo foram utilizados para diferenciar anos chuvosos, normal e seco.

5.1.5 Dados de concentração *in situ* de MP10

Com o objetivo de também avaliar as tendências de poluição no estado na perspectiva das medidas de concentração *in situ* de MP na superfície, foram obtidas da base de dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) as médias anuais da concentração de MP10 para as estações de monitoramento da qualidade do ar que operaram no período de 2007 a 2017. A distribuição espacial das estações utilizadas pode ser vista na **Figura 1**, essas estações se referem àquelas em funcionamento no de 2016. Enquanto isso, o **Quadro 3** apresenta o nome e as coordenadas das estações.

Quadro 3 – Estações de monitoramento de MP10 da CETESB e suas coordenadas

Estação	Longitude	Latitude	Estação	Longitude	Latitude
S. André-Paço Municipal	-46,53091876	-23,6569942	Cubatão - V. Parisi	-46,38867624	-23,84941617
Tatuí	-47,87079907	-23,36075154	Sorocaba	-47,47902991	-23,50242658
Rio Claro - Jd Guanabara	-47,57952428	-22,43605073	Parque D. Pedro II	-46,62767559	-23,54484566
Santos	-46,32117009	-23,9630572	Congonhas	-46,66346553	-23,61632008
Jacareí	-45,96823386	-23,29419924	Mooca	-46,60041665	-23,54973405
Santos-Ponta da Praia	-46,30050959	-23,98129516	São Caetano do Sul	-46,55635394	-23,61844277
Interlagos	-46,67504316	-23,68050765	Cubatão-Centro	-46,41848336	-23,87902673
Carapicuíba	-46,83577973	-23,53139503	S. José Campos	-45,87119762	-23,1878733
Guarulhos-Paço Municipal	-46,5185334	-23,45553426	Campinas-Centro	-47,05721074	-22,9025248
Itaim Paulista	-46,42073684	-23,50154736	Cerqueira César	-46,67270477	-23,55354256
Capão Redondo	-46,78004338	-23,66835615	Diadema	-46,61162193	-23,68587641
Marg. Tietê-Pre Remédios	-46,74332004	-23,51870583	N. Senhora do Ó	-46,69205192	-23,48009871
Santa Gertrudes	-47,53629834	-22,45995527	Grajaú-Parelheiros	-46,69696108	-23,77626598
Campinas-Taquaral	-47,05897276	-22,87461894	Pinheiros	-46,70201651	-23,56145989
S. José Campos-Id. Sateelite	-45,8908	-23,22364548	S. André-Capuava	-46,49163677	-23,6398037
Guarulhos-Pimentas	-46,40994877	-23,44011701	S. Bernardo-Paulicéia	-46,5846789	-23,67135396
Taubaté	-45,57580502	-23,03235096	Taboão da Serra	-46,75829437	-23,60932386
Limeira	-47,41431403	-22,56360378	Jundiaí	-46,89709727	-23,19200374
Franca - Cidade Nova	-47,39325191	-20,52828037	Piracicaba	-47,64965269	-22,70122234
Guarujá - Vicente de Carvalho	-46,28452728	-23,95939469	Paulínia	-47,15484287	-22,77232138
Ribeirão Preto	-47,81898767	-21,17706594	Cubatão-Vale do Mogi	-46,36956879	-23,83158901
Guaratinguetá	-45,19112236	-22,80191714	Osasco	-46,79207766	-23,52672142
Americana	-47,34745637	-22,7245069	Catanduba	-48,98307527	-21,14194276
Paulínia-Sta Terezinha	-47,13903649	-22,78020895	Jaboticabal - Jd Kennedy	-48,32917975	-21,26273942
Cordelópolis - Módulo	-47,46745426	-22,4808852	Barretos - América	-48,57417781	-20,57248087
Piracicaba - Algodão	-47,66336974	-22,69963847	Araquara	-48,18583181	-21,78252215
Santa Gertrudes - Jd. Luciana	-47,53327178	-22,45963271	Araçatuba	-50,43931685	-21,1868411
Santo Amaro	-46,70999838	-23,65497723	Bauru	-49,09275931	-22,3266084
Mauá	-46,46600027	-23,668549	Jauú	-48,5674574	-22,29861966
Cubatão-V. Parisi	-46,38867624	-23,84941617	Marília	-49,95996975	-22,19980949
Sorocaba	-47,47902991	-23,50242658	Presidente Prudente	-51,40877707	-22,11993673
Parque D. Pedro II	-46,62767559	-23,54484566	São José do Rio Preto	-49,39827779	-20,78468928

5.1.6 AERONET

Os dados da AERONET foram utilizados neste trabalho com a intenção de validar os dados de AOD obtidos pelo sensor MODIS. A AERONET (*Aerosol Robotic Network*) é uma rede mundial de radiômetros solares e celestes instalada em superfície estabelecida pela NASA que monitora as propriedades ópticas dos aerossóis em tempo real (HOLBEN et al., 1998).

Os radiômetros da AERONET fornecem observações globais de profundidade óptica do aerossol (AOD) em diferentes comprimentos de onda (340, 380, 440, 500, 670, 870, 1020 nm) (HOLBEN et al., 1998).

Os dados de AOD AERONET são processados pela NASA e disponibilizados no endereço <http://aeronet.gsfc.nasa.gov/>, são organizados em três níveis de qualidade: Nível 1.0 (sem eliminação de contaminação por nuvens), Nível 1.5 (dados obtidos após a eliminação das nuvens) e Nível 2.0 (além da eliminação das nuvens, são analisados aspectos referentes ao desempenho e calibração do instrumento) (AERONET, 2018, SIQUEIRA, 2008).

No processo de validação da AOD dos satélites Terra e Aqua, foram utilizados os dados de Nível 2.0 para a estação da rede localizada no Instituto de Física da Universidade de São Paulo (USP). A **Figura 11** mostra o radiômetro do qual os dados foram utilizados.

Figura 11 - Vista do radiômetro instalado no Instituto de Física, na Universidade de São Paulo.



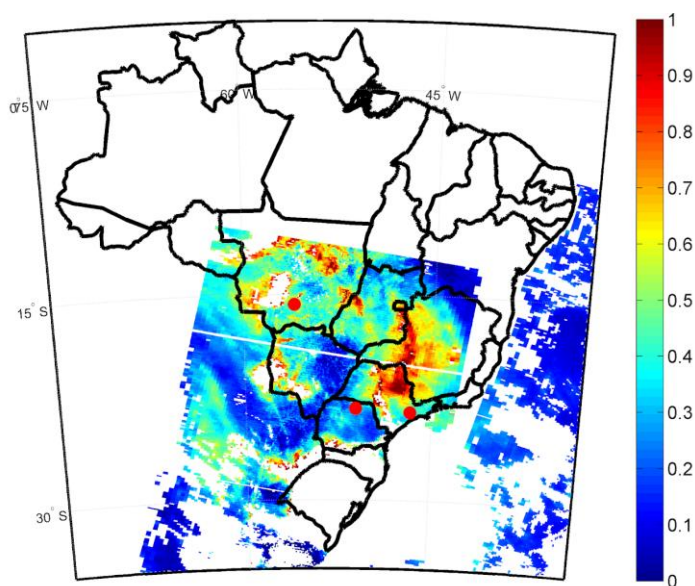
Fonte: (AERONET, 2018)

5.2 Métodos

5.2.1 Análise da distribuição espacial e temporal da AOD no estado de São Paulo

Os mapas originais de AOD diários do MODIS, para os anos 2007 a 2017, das passagens dos satélites Terra e Aqua sobre São Paulo foram convertidos para novos mapas em uma grade de referência com resolução homogênea de 5km x 5km sobre o estado, uma vez que os mapas originais apresentam resoluções espaciais variadas dependendo da geometria de observação do satélite (3 km x 3 km no Nadir e 5 km x 5 km nos extremos do mapa). Um exemplo do mapa de AOD gerado a partir de passagens do satélite Terra é apresentado na **Figura 12**.

Figura 12 - Exemplo de mapa de AOD do sensor MODIS durante a passagem do satélite Terra sobre o Brasil no dia 17/10/2014.



Fonte: Elaboração própria.

Optou-se por avaliar o comportamento da poluição atmosférica associada ao MP no estado de São Paulo na perspectiva da sua variabilidade interanual, visando identificar as tendências e possíveis relações com o comportamento das fontes poluidoras no longo prazo (ano a ano) e entre as estações do ano. Por esta razão, as análises dos dados de AOD foram feitas com base na média anual. Procedimento similar foi adotado para a análise

dos focos de queimada, para os quais foi considerado o total de focos observados no estado em cada ano.

Além dos campos médios, também foram calculados os mapas das medianas dos dados de AOD do Aqua e do Terra, de maneira a permitir a análise dos cenários de AOD mais frequentes no estado, procurou-se eliminar os casos de valores extremos que fogem do comum para o local e que são contabilizados na média, em particular os valores altos de AOD associados a eventos de transporte de fumaça dos estados do centro-oeste e do norte do país (FREITAS et al., 2005).

Além da perspectiva estadual, também se optou pela análise do comportamento ao longo do tempo da AOD, e sua relação com a prática de queimadas, na perspectiva das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) do estado. Considerando que cada UGRHI tem associada a ela uma vocação, como apresentado, podendo ser Industrial, em Industrialização, Conservação e Agropecuária, assumiu-se essa classificação como referência para a discussão da quantidade de poluição atmosférica sobre os domínios regionais do estado. Por exemplo, um aspecto interessante de se avaliar é quão protegidas estão as unidades com vocação conservacionista no que diz respeito à poluição atmosférica. Outras UGRHI de interesse também terão um enfoque maior na análise, por exemplo, os casos das UGRHI que incluem a Macrometrópole paulista e as regiões de produção de cana-de-açúcar.

5.2.2 Contribuição da poluição transportada de áreas remotas

Visando isolar e avaliar os cenários de poluição atmosférica para os quais a contribuição das fontes emissoras locais fosse dominante, mapas alternativos de AOD médios anuais para São Paulo foram obtidos excluindo a interferência parcial ou total da fumaça vinda da região centro-oeste do Brasil e do sul da Amazônia. Para a identificação das plumas de fumaça transportadas para o estado de São Paulo das queimadas no centro-oeste e norte do país, foi feito um levantamento visual, dia a dia, durante a estação de queimadas (agosto a novembro), dos eventos de transporte de fumaça sobre o estado entre os anos de 2007 e 2017, isso, a partir de mapas de AOD derivados das medições MODIS para todo o Brasil disponibilizados pela NASA por meio do site Giovanni (<https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>). No levantamento, em todos os dias em que a pluma de fumaça cruzou a fronteira do estado de São Paulo, como mostrado no exemplo da **Figura 6**, considerou-se que houve transporte de queimadas dentro dos domínios do

estado. Após a identificação desses dias, além da média anual da AOD considerando todas as passagens dos satélites Terra e Aqua, foram calculadas médias anuais excluindo as passagens correspondentes aos dias com transporte.

5.2.3 Validação do produto AOD MODIS 3 km em comparação com a AOD AERONET.

Como os valores obtidos pelas medições de AOD da AERONET representam a medida mais acurada da AOD obtida a partir da superfície, esses dados são amplamente utilizados pela comunidade científica na validação dos dados de AOD derivados das medições pelos sensores presentes nos satélites. Para realizar a validação, foram selecionadas todas as medições de AOD do MODIS de ambos satélites, Terra e Aqua, em um raio de 15 km da localização da estação AERONET em São Paulo, os dados foram utilizados para obter a média espacial representativa do horário de passagem de cada satélite. Por sua vez, os dados da AERONET utilizados para a validação foram médias obtidas dos dados de nível 2.0 a partir de medições realizadas dentro de um intervalo de 30 minutos centrado no horário de passagem dos satélites.

A combinação da amostragem espacial do satélite e temporal do sensor de superfície visa garantir que os dois sensores estejam caracterizando a mesma massa de ar. Uma massa de ar capturada pelo MODIS dentro de uma determinada área horizontal sobre uma estação da AERONET é amostrada pelo fotômetro para um determinado período de tempo (ICHOKU et al., 2002).

Gupta et al. (2018), ao validarem o produto da AOD MODIS 3 km em comparação com as estações da AERONET a nível global, utilizaram para quantificar a qualidade da comparação os seguintes parâmetros: o coeficiente de correlação (R^2), declive da linha de regressão linear e raiz do erro quadrático médio (RMSE).

Os autores concluíram que, globalmente, existe uma significativa correlação entre o MODIS 3 km e a AERONET, ($R^2 \sim 0,87$ para o MODIS Terra e Aqua) (GUPTA et al., 2018).

Gupta et al. (2018) ainda esclarecem que esses resultados explicitados demonstram a validação do produto AOD MODIS a nível global. Quando se observa o

cenário local, como é o caso deste trabalho, é possível que mude a qualidade das comparações. Para a validação no cenário local, os resultados vão depender das suposições a respeito das propriedades ópticas da superfície e do aerossol feitas pelo algoritmo *Dark Target* e sua correspondência com as condições reais. Além disso, a interferência das nuvens também pode causar ruído nos resultados (GUPTA et al., 2018).

5.2.4 Análise de tendências temporais dos indicadores de poluição: Teste de Mann-Kendall

No caso da análise de tendências temporais dos indicadores da poluição (AOD e MP10) e do número de focos de queimadas dentro das unidades hidrográficas que compõem o estado, foi necessário adotar um teste para identificar a significância estatística das tendências identificadas. Para isso foi escolhido o teste de Mann-Kendall, desenvolvido por Mann (1945) e Kendall (1975). O propósito do teste é avaliar se existe ou não tendências crescente ou decrescente monotônicas em uma série temporal de uma determinada variável.

O método se baseia em rejeitar ou não a hipótese nula (H_0), de que não exista tendência na série de dados, diante da hipótese alternativa de que existe tendência (H_1) adotando-se um determinado nível de significância (α). “O nível de significância pode ser interpretado como a probabilidade de cometer-se o erro de rejeitar a H_0 quando esta for verdadeira” (SALVIANO et al., 2015). O teste estatístico é baseado nas seguintes avaliações:

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sign}(x_j - x_k) \quad (2)$$

$$\text{sign}(x) = \begin{cases} 1, & \text{se } x > 0 \\ 0, & \text{se } x = 0 \\ -1, & \text{se } x < 0 \end{cases}$$

onde a variável S , para uma série de n dados é calculada a partir da somatória dos sinais (sign) da diferença, par a par, de todos os valores da série (x_i) em relação aos valores que a eles são futuros (x_j). Se $S > 0$, as observações mais recentes tendem a ser maiores que as mais antigas, caso contrário, $S < 0$, as observações mais recentes tendem a ser menores do que as mais antigas.

A variância de S é calculada a partir da seguinte expressão:

$$\sigma^2 = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{j=1}^P t_j(t_j-1)(2t_j+5)}{18} \quad (3)$$

onde n é o número de observações e, considerando o caso em que a série pode ter grupos com observações iguais, P é o número de grupos com observações iguais e t_j é o número de observações iguais no grupo j (GILBERT, 1987).

O teste estatístico de Mann-Kendall, Z , é calculada por:

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sigma}, & \text{se } S > 0 \\ 0, & \text{se } S = 0 \\ \frac{S+1}{\sigma}, & \text{se } S < 0 \end{cases} \quad (4)$$

A hipótese nula, de ausência de tendência (H_0), é rejeitada sempre que $|Z| > Z_{\alpha/2}$, em que α é o nível de significância adotado e $Z_{\alpha/2}$ é o valor crítico de Z obtido a partir da tabela padrão normal. Para o nível de significância de 5% o valor de $Z_{\alpha/2}$ é 1.96 (MENEZES e FERNANDES, 2016). Valores positivos de Z indicam tendências crescentes, enquanto que valores negativos indicam tendências decrescentes.

6. Resultados e Discussão

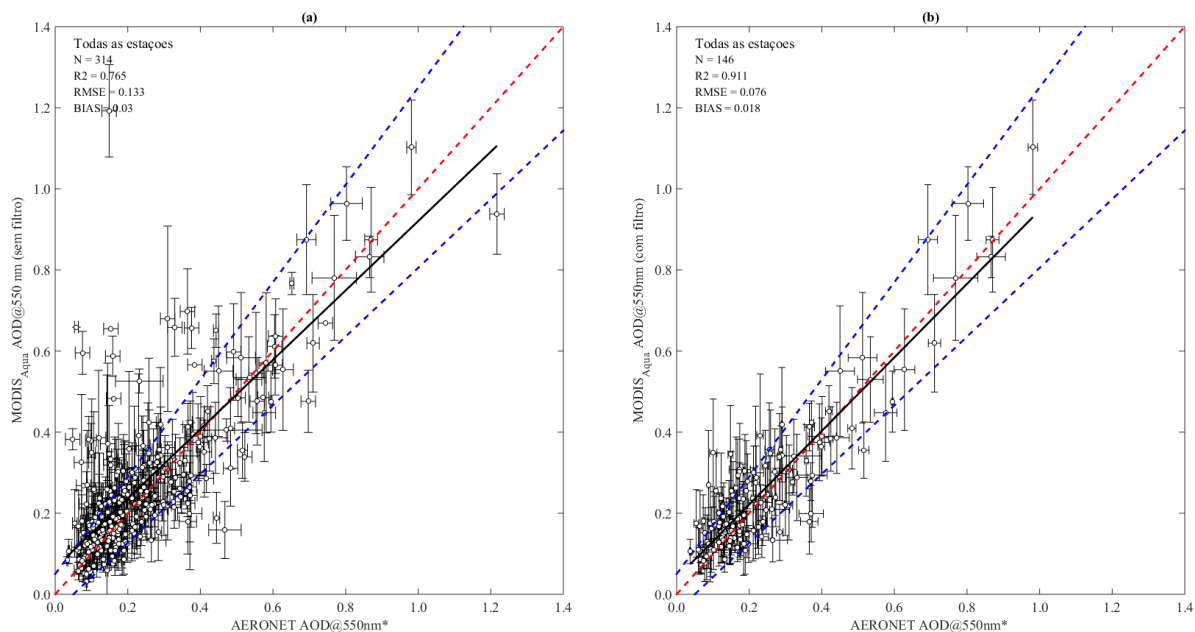
6.1 Validação dos dados de AOD provenientes do MODIS.

A **Figura 13 (a)**, a partir de um gráfico de dispersão, mostra a relação entre a AOD do MODIS a bordo satélite Aqua e a da estação da AERONET em São Paulo considerando dados de todas as estações do ano. As barras de erros apresentam o desvio padrão dos valores de AOD do MODIS e da AERONET. A correlação, RMSE e Bias foram, respectivamente, de 0,76, 0,13 e 0,03.

A partir desses resultados foi adotado um filtro nos dados originais (**Figura 13 (b)**), que considera apenas os conjuntos de dados (observações do satélite que caíram dentro de um raio de 15 km em torno da estação de AERONET) que possuíam mais de 10 pixels (entre x) para construir a média do MODIS. Em outras palavras, o filtro elimina aqueles cenários com muita nebulosidade, quando não é possível estimar a AOD.

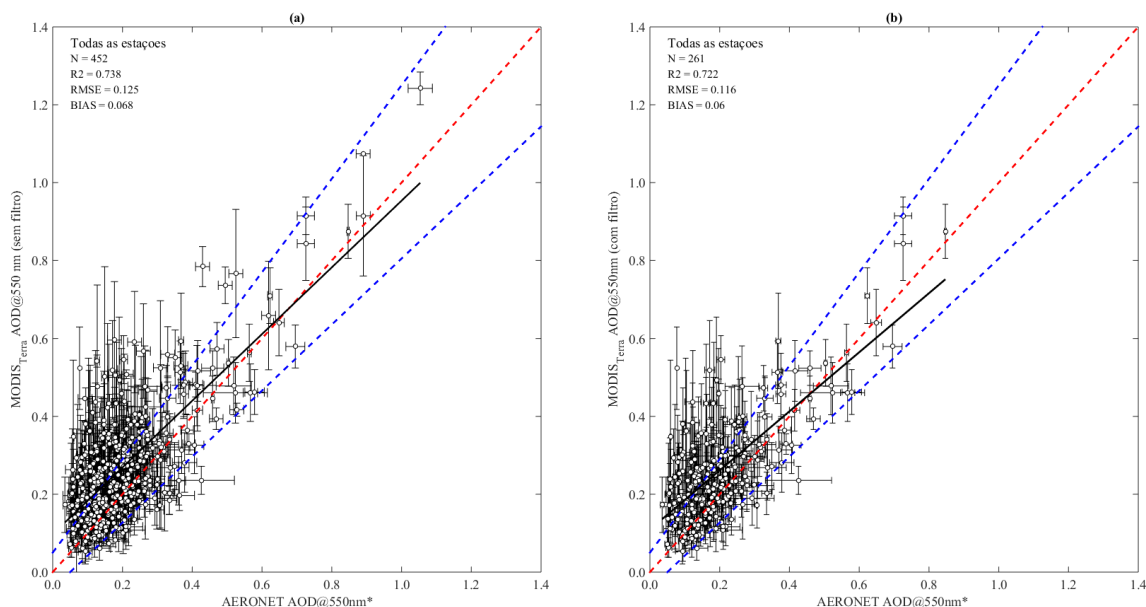
Com o filtro, os resultados obtidos foram melhores em termos de compatibilidade entre dados de AOD do MODIS e da AERONET. O coeficiente de correlação (R^2) aumentou para 0,91, enquanto o RMSE e Bias diminuíram para 0,076 e 0,018, respectivamente.

Figura 13 – a) Relação entre a AOD obtida do sensor MODIS a bordo do satélite Aqua e do sensor na superfície da AERONET, considerando todos os dados. b) Resultados com a aplicação de filtro que considera somente conjunto de dados que possuíam mais de 10 pixels para a construção da média do MODIS.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 14 – a) Relação entre a AOD obtida do sensor MODIS a bordo do satélite Terra e do sensor na superfície da AERONET, considerando todos os dados. b) Resultados com a aplicação de filtro que considera somente conjunto de dados que possuíam mais de 10 pixels para a construção da média do MODIS.



Fonte: Elaboração própria.

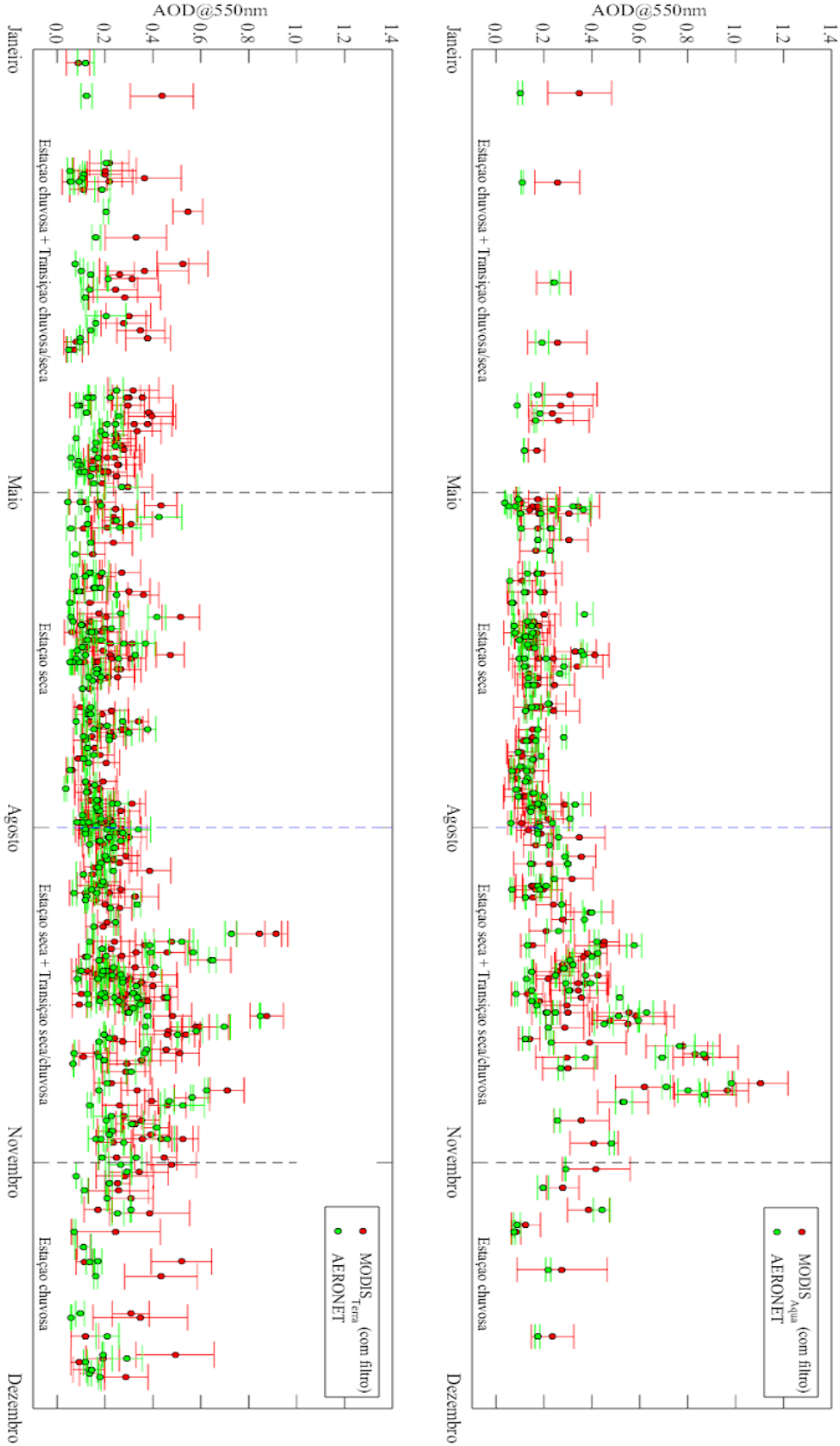
Análise similar foi feita considerando os dados de AOD derivados das medidas obtidas do satélite Terra (**Figura 14**), nesse caso os resultados não tiveram muitas alterações com a aplicação do filtro (R^2 : 0,72, RMSE: 0,11, Bias:0,06), em ambos os casos (com e sem filtro), os resultados mostraram uma compatibilidade menor com a AERONET quando comparado com o Aqua. A correlação do Terra com a aplicação do filtro foi 0,72, enquanto o Aqua foi 0,91.

Gupta et al. (2018) cita resultados similares na validação do produto de 3km do MODIS considerando os dados globais. Os autores observaram que para várias estações de AERONET ao redor do mundo o viés médio positivo constatado é maior para o Terra do que para o Aqua.

Os autores explicam que apesar de possuírem algoritmos idênticos, os dois sensores, por serem instrumentos independentes, possuem características de degradação temporal específicas, portanto os seus produtos de AOD são independentes.

A **Figura 15** mostra a relação entre os dados de AOD do Terra e do Aqua e os dados da AERONET ao longo das estações do ano considerando o filtro acima descrito. Na figura é possível observar que os dados do MODIS nos períodos chuvosos e de transição chuvoso/seco são os que menos coincidem com os dados da AERONET, para ambos satélites. Entretanto, no geral, os dados do satélite acompanham de forma consistente a variabilidade sazonal da poluição atmosférica identificada pela estação da AERONET, em particular no caso dos dados referentes ao satélite Aqua.

Figura 15: Dados da AOD do Terra e do Aqua e dados da AERONET ao longo das estações do ano, com aplicação do filtro.



6.2 Variação interanual e espacial da AOD no Estado de São Paulo

6.2.1 - Todos os cenários

A primeira análise realizada foi a da variabilidade temporal da AOD em 550 nm (AOD@550nm) para o Estado de São Paulo na perspectiva interanual, isto é, ano a ano, ao longo do período de estudo, de 2007 a 2017. Essa análise tem como propósito avaliar a evolução dos quadros de poluição atmosférica no estado na última década. Os dados diários de AOD@550nm derivados pelo algoritmo *Dark Target* a partir das medições dos sensores MODIS a bordo dos satélites Aqua e Terra foram convertidos em médias anuais, que possibilitaram a avaliação da evolução da poluição atmosférica associada ao material particulado no estado ano a ano. Sendo os campos médios derivados das passagens do Terra e do Aqua representativos dos períodos da manhã e da tarde, respectivamente. Visando auxiliar na avaliação regional dos níveis de poluição dentro do estado tomou-se como referência para divisão de núcleos regionais os limites geográficos das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) do estado.

A **Figura 16** apresenta a variabilidade interanual da média anual da AOD550nm no período de 2007 a 2017 para o estado de São Paulo, para o caso do sensor MODIS a bordo do satélite Terra, e a **Figura 17** apresenta similar resultado para o caso do sensor a bordo do Aqua.

Figura 16 - Média anual da AOD a partir de medições do sensor MODIS a bordo do satélite TERRA sobre o estado de São Paulo.

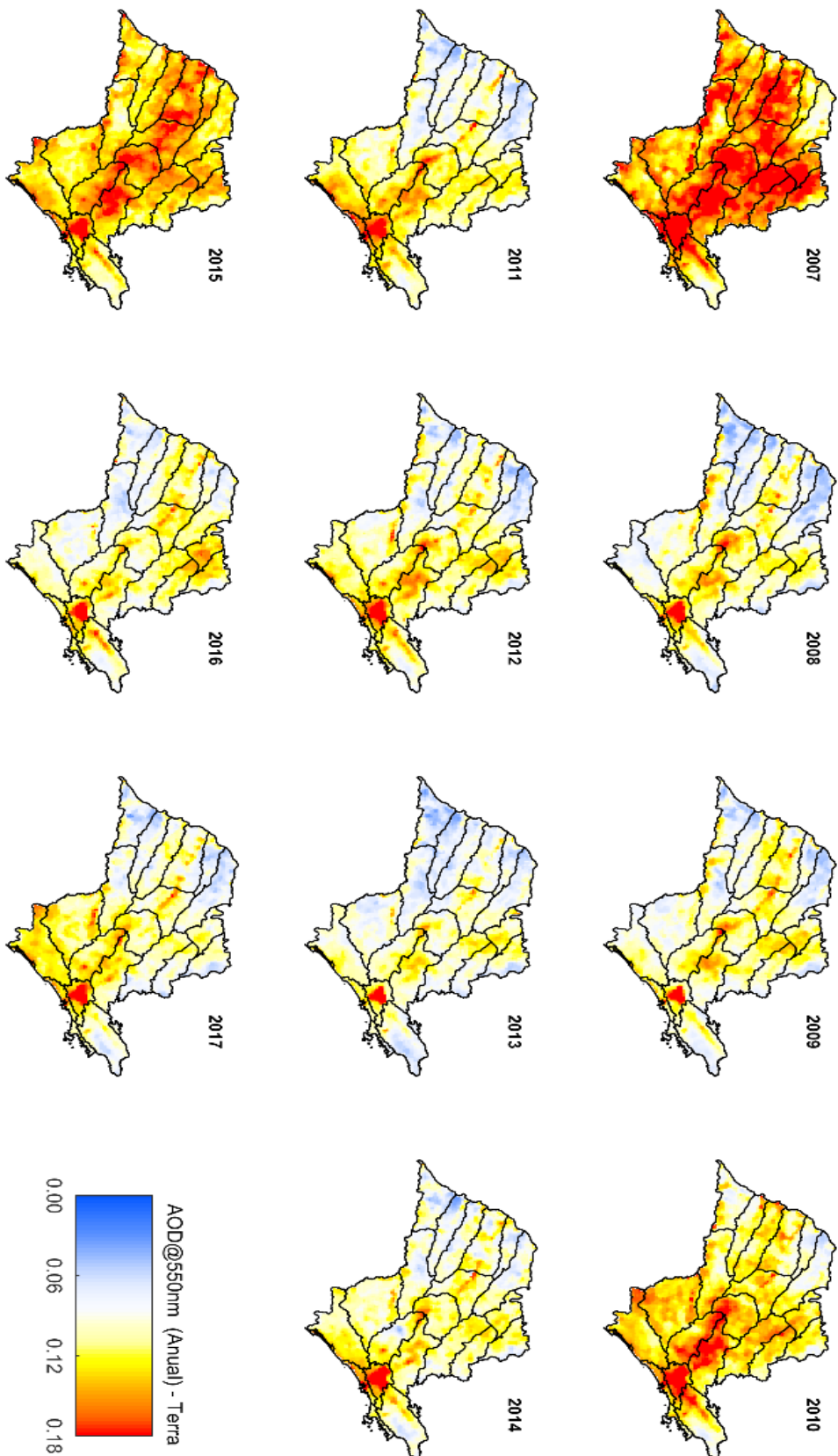
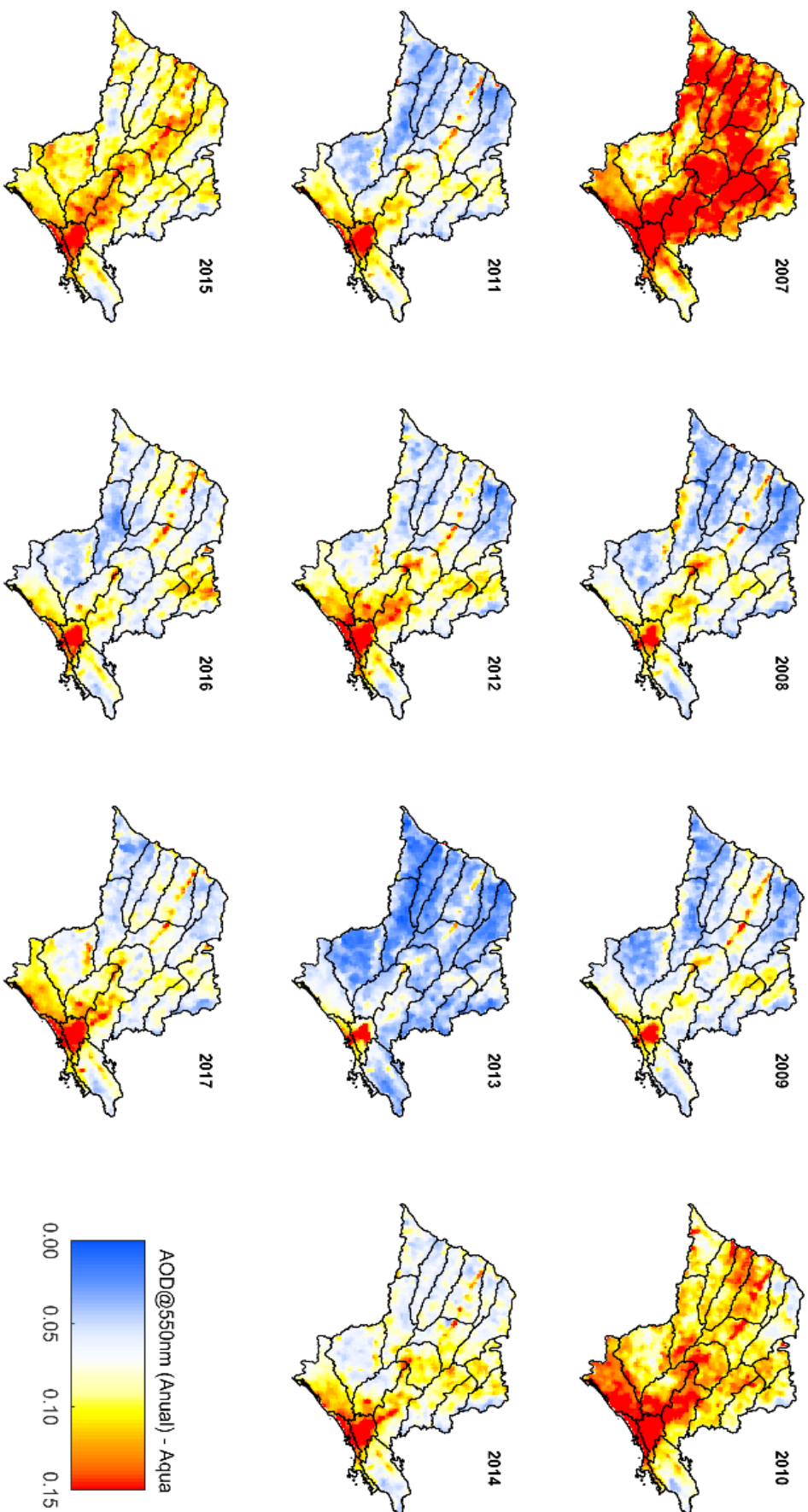


Figura 17 - Média anual da AOD a partir de medições do sensor MODIS a bordo do satélite AQUA sobre o estado de São Paulo



Para ambos os satélites, as médias anuais mostram que os anos de 2007, 2010 e 2015 foram os que apresentaram maiores níveis de poluição na coluna atmosférica do estado associado ao material particulado. Os valores de AOD550nm foram superiores a 0,15 em praticamente todo o estado, sendo 2007 o ano mais poluído. O ano menos poluído foi o de 2013.

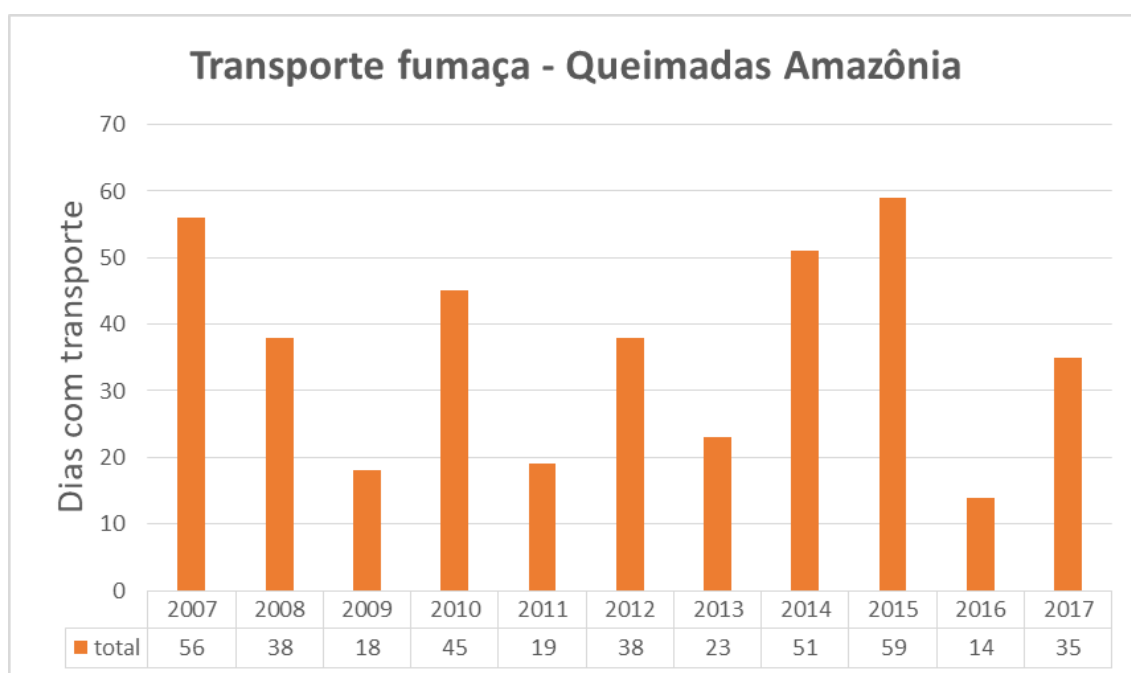
A Macrometrópole Paulista, que engloba em seu território as Regiões Metropolitanas de São Paulo (RMSP), Campinas, Vale do Paraíba e Baixada Santista, se destaca como a área mais poluída do estado em todos os anos, pois, apresentou sistematicamente, ao longo dos anos analisados valores de AOD550nm acima de 0,15. Como resultado, em todos os anos, a região oeste do estado apresentou-se menos poluída do que a porção mais a leste, onde se encontra Macrometrópole. Outro destaque, em relação à distribuição espacial da poluição, são as áreas produtoras de cana-de-açúcar no interior, mais precisamente as porções centrais e norte o estado, para as quais também persistem, em todos os anos, altos níveis de poluição. Entretanto, existem anos em que não é possível identificar uma heterogeneidade espacial dos poluentes condizente com a conhecida distribuição espacial das principais fontes áreas do estado, áreas de canaviais e principais regiões metropolitanas. Nos anos de maior destaque (2007,2010 e 2015), em especial 2007, quando analisados sob a perspectiva de distribuição espacial, vemos um cenário em que praticamente todo o estado está coberto por altos níveis de AOD. A razão desse comportamento é o transporte de produtos de queimadas dos estados do centro-oeste e do norte do país em direção a São Paulo. FREITAS et al. (2005), assim como vários outros estudos (LANDULFO et al., 2003, RÓSARIO et al.,2013), mostraram que os altos valores de AOD em toda a extensão dos estados do sul e sudeste do Brasil estão, em geral, relacionados ao transporte do material particulado produzido pelas queimadas no centro-oeste do Brasil e sul da Amazônia. Quando este cenário ocorre, dificulta a caracterização da distribuição geográfica de poluição atmosférica exclusivamente associada às fontes locais.

A **Figura 18** mostra o resultado do levantamento, feito no presente trabalho para o período do estudo, do número de dias em que houve transporte de fumaça proveniente da região centro-oeste e do Sul Amazônia via a atmosfera do estado de São Paulo. Como já descrito, este levantamento foi feito analisando dia a dia os campos de AOD dos sensores MODIS para o Brasil inteiro, e durante toda a estação de queimada (Ago-Set-Out-Nov) da região centro-oeste e sul da Amazônia. Os resultados mostram uma

significativa variabilidade interanual no número de eventos de transporte de fumaça de fora do estado. Os anos de destaque foram 2007, 2010, 2014 e 2015, com maior número de eventos de transporte. Nesses anos, o número de dias com transporte ultrapassou a marca de 40 eventos nos quatro meses de observação. Com exceção de 2014, os anos de 2007, 2010 e 2015 também apresentaram os maiores valores de AOD no estado, o que corrobora a relação entre os altos índices de poluição atmosférica em São Paulo e o transporte de material de queimadas de regiões mais ao norte do país. Os anos de 2009, 2011, 2013 e 2016 foram os que apresentaram o menor número de dias com transporte de fumaça nos domínios do estado.

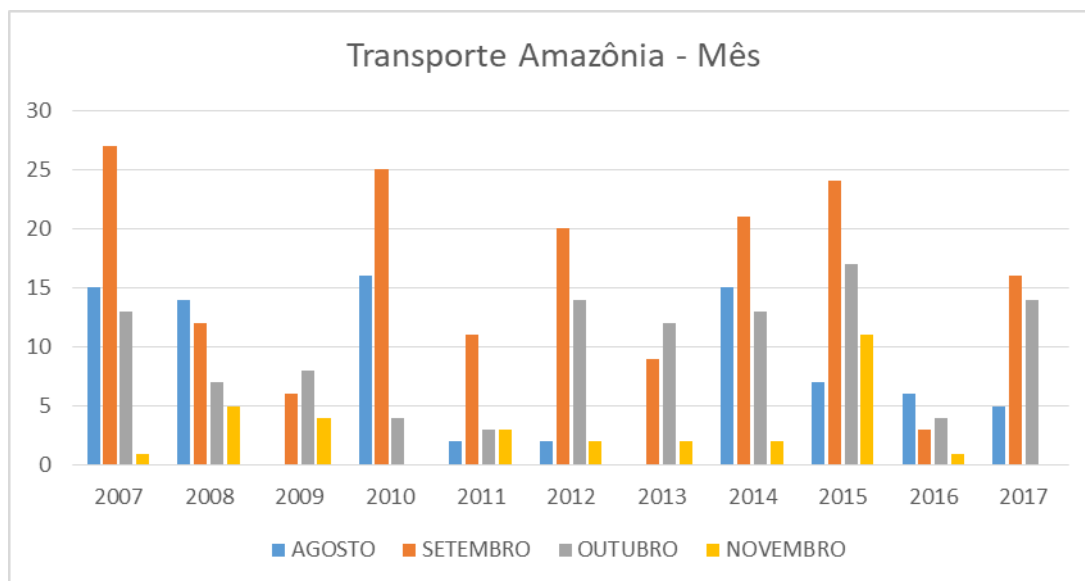
Conforme pode-se observar na **Figura 19**, o mês com maior número de dias com transporte é setembro, que coincide com o pico das queimadas na América do Sul, e o com menor número é novembro, quando a temporada de queima já está no final. Com exceção de 2008, 2009 e 2016, todos os anos tiveram o pico de dias com transporte no mês de setembro. Em 2007 e 2010, o número de dias com transporte em setembro chegou a 27 e 25, respectivamente, o que significa que praticamente no mês inteiro o estado ficou sob influência de poluição proveniente de regiões remotas.

Figura 18 - Número de dias em que houve transporte de pluma de poluição proveniente das queimadas nas regiões centro-oeste do Brasil e sul da Amazônia (Ago-Set-Out-Nov) em direção ao estado de São Paulo.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 19- Distribuição mensal do número de dias com transporte de pluma de poluição oriunda das regiões centro-oeste e sul do Brasil nos meses de agosto, setembro, outubro e novembro.



Fonte: Elaboração própria

Dada a principal característica dos produtos derivados do sensoriamento remoto passivo a partir de satélites, isto é, prover informação referente a toda poluição presente na coluna atmosférica, no caso desses eventos de transporte, que no geral ocorre em níveis mais altos da atmosfera (LANDULFO et al. (2003), LOPES et al.(2012)), fica mais difícil a identificação dos cenários de poluição atrelados principalmente às fontes emissoras que ocorrem na superfície, o que é crucial para a caracterização e mitigação das emissões do estado.

Em um contexto exclusivamente climático, e na perspectiva do efeito radiativo direto do material particulado, a análise e aplicação da AOD seria satisfatória, já que o interesse seria voltado para o conteúdo do material particulado total presente na coluna atmosférica. Entretanto, temos particular interesse em relacionar a AOD@550nm à poluição do estado próxima da superfície. Para esta finalidade, a média da AOD quando são consideradas todas as passagens dos satélites, incluindo aquelas dos eventos de transporte, é um indicador estatístico limitador. Portanto, alternativas, apresentadas no tópico a seguir, foram avaliadas.

6.2.2 - Excluindo cenários de transporte de queimadas de áreas remotas

Para caracterizar principalmente a poluição associada às fontes emissoras do estado, o efeito da mais importante fonte externa de poluição, isto é, o transporte dos produtos de queimadas das regiões centro-oeste e sul da Amazônia, precisou ser excluído.

Sendo assim, como primeira estratégia alternativa, os cálculos das médias anuais da AOD@550nm para o estado foram refeitos excluindo dados referentes aos dias das passagens dos satélites Terra e Aqua afetados pelo transporte de fumaça de fora do estado, em acordo com os resultados apresentados na Figura 18. Os resultados obtidos sem a contribuição do transporte estão apresentados nas **Figuras 20 e 21** para os satélites Terra e Aqua, respectivamente.

Figura 20- Média anual da AOD550nm a partir de medições do sensor MODIS a bordo do satélite Terra sobre o estado de São Paulo, excluindo os dias em que houve transporte de fumaça das regiões centro-oeste do Brasil e do sul da Amazônia durante a estação de queimada (Agosto-Setembro-Outubro-Novembro).

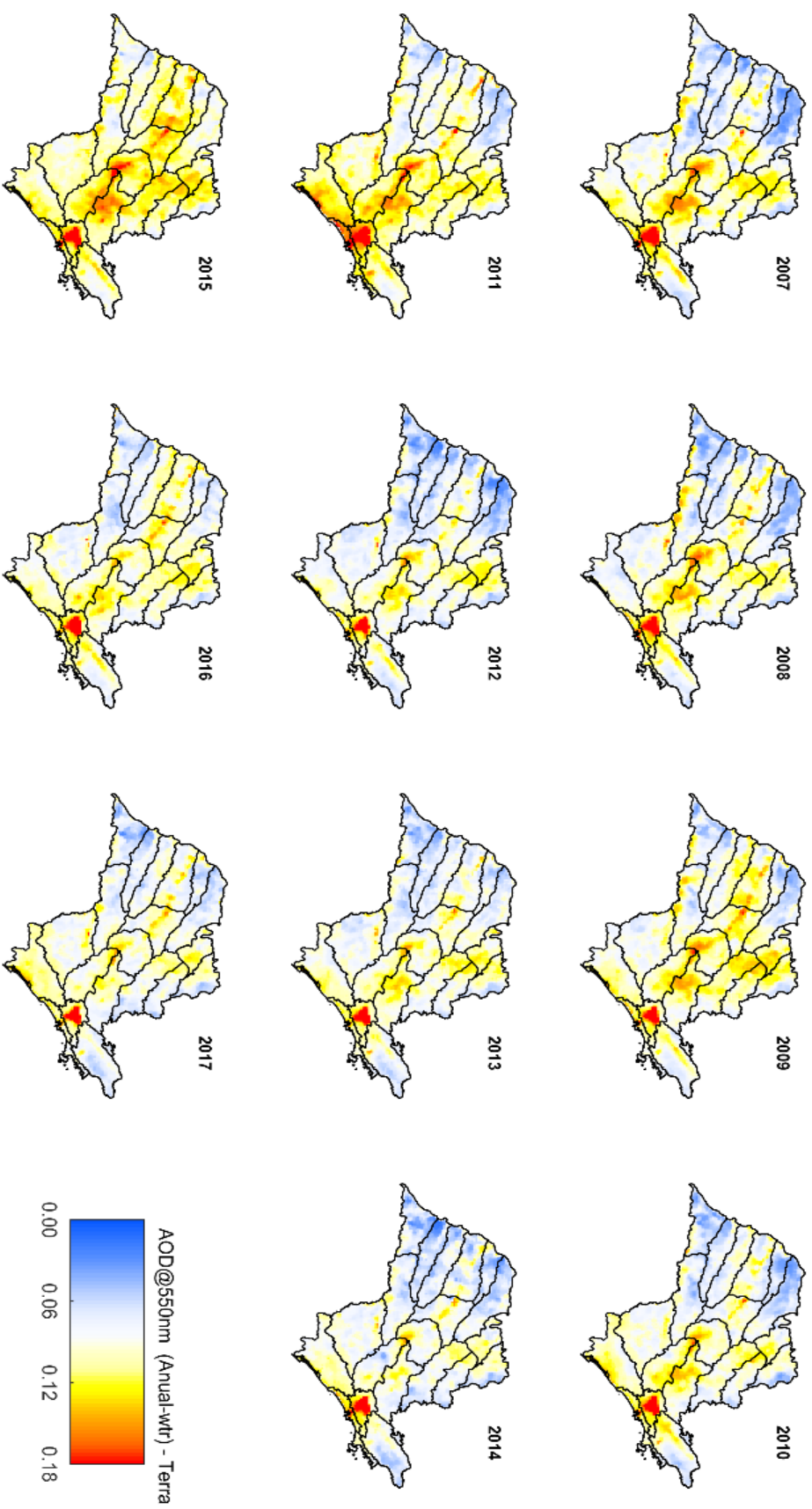
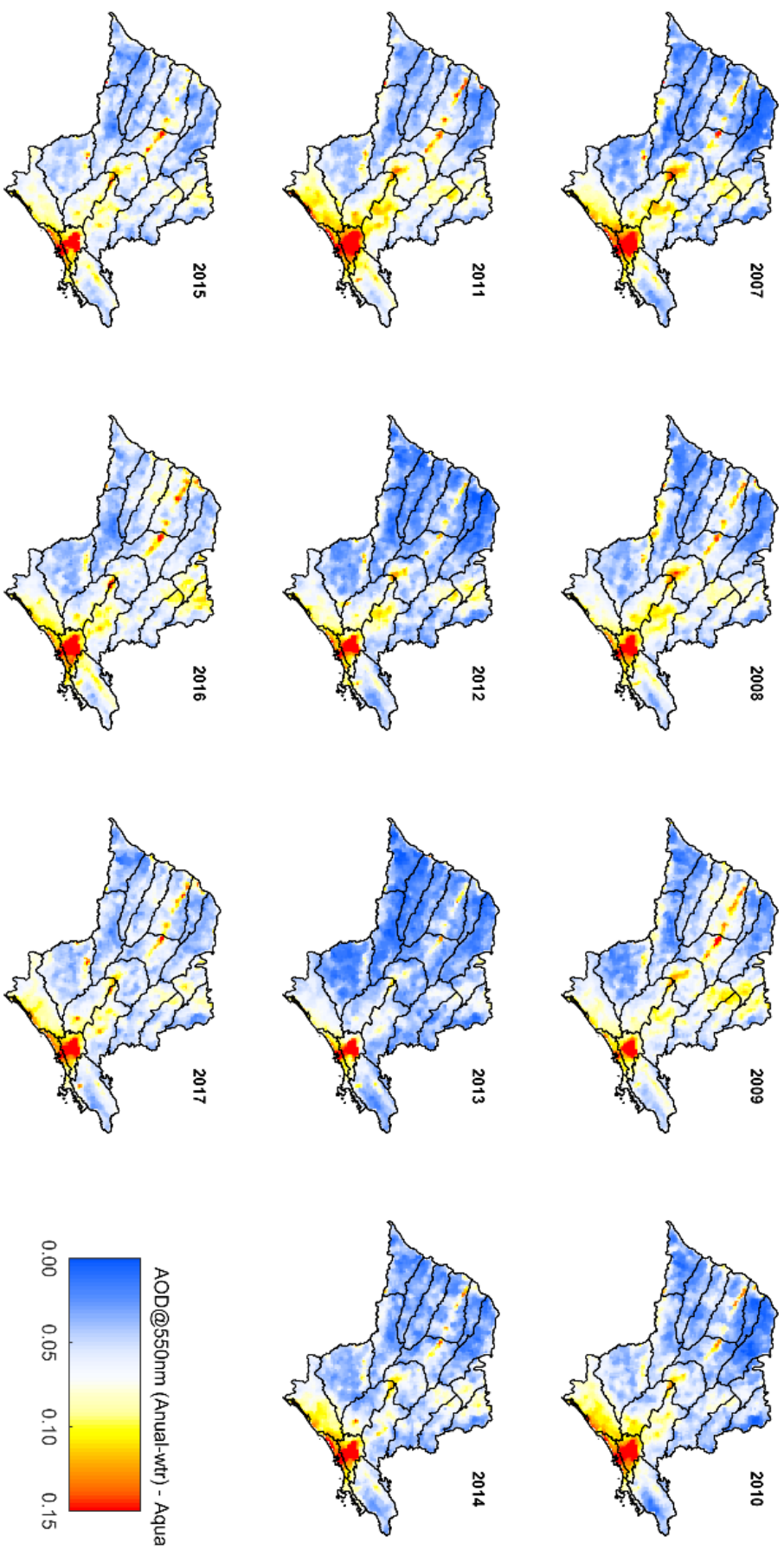


Figura 21- Média anual da AOD a partir de medições do sensor MODIS a bordo do satélite Aqua sobre o estado de São Paulo, excluindo os dias em que houve transporte de fumaça das regiões centro-oeste do Brasil e do sul da Amazônia durante a estação de queimada (Agosto-Setembro-Outubro-Novembro).



O cenário observado excluindo os dias em que houve transporte, difere significativamente das médias anuais com a interferência do transporte da fumaça. Vemos nos novos mapas de AOD, para todos os anos, um resultado mais consistente com a reconhecida distribuição das fontes emissoras de poluição na superfície do estado (principais áreas metropolitanas e as áreas de plantação de cana). Nesses resultados, observa-se o estado de São Paulo menos poluído do que nos resultados iniciais. O mapa de AOD do ano de 2007, que considera o transporte (**Figura 16 e 17**), se destaca como um dos anos mais poluídos, já na presente análise, excluindo os dias de transporte, não possui mais o mesmo destaque (**Figura 20 e 21**)

Nos resultados excluindo os eventos de transporte, o destaque da poluição (maior nível de AOD) passam a ser os anos de 2011 e 2015, lembrando que este último faz parte do período caracterizado por uma forte crise hídrica no estado quando houve um déficit generalizado de chuva (MARENGO et al., 2015). Com relação ao comportamento espacial da poluição no estado, os novos mapas de AOD reforçam as diferenças entre as áreas mais poluídas a leste do estado e as regiões mais a oeste, e a Região Metropolitana de São Paulo como a área mais poluída do estado. Destaca-se também as áreas de plantação de cana-de-açúcar, onde a prática da queima é recorrente, e também os valores relativamente altos de AOD na bacia do Vale do Ribeira e Litoral Sul, considerando que esta é uma das UGRHI dentro do segmento de área de preservação natural.

A comparação dos resultados de ambos os satélites sugere uma diferença significativa nos níveis de poluição atmosférica entre os períodos da manhã e da tarde. De maneira geral, apesar dos anos de destaque de poluição atmosférica serem os mesmos (2007, 2010 e 2015) entre os horários dos satélites, os valores de AOD obtidos a partir das medidas do MODIS a bordo do satélite Aqua indicam níveis de poluição menores do que os observados durante a passagem do Terra.

Algumas possibilidades foram consideradas para explicar o porquê dessa diferença. Primeiramente, Gupta et al. (2018), que validaram o produto de 3 km da AOD dos dois sensores MODIS, mostraram essa diferença nas validações globais dos dados dos dois satélites. Os dados de AOD derivados das medidas do sensor MODIS a bordo do satélite Terra tendem a apresentar um desvio positivo maior que o dos dados do MODIS a bordo do Aqua, quando ambos os produtos são comparados com as medidas de AOD referência realizadas pela rede de superfície AERONET (HOLBEN et al., 1998). Mesmo que sejam utilizados idênticos algoritmos numéricos na derivação da AOD a

partir das medidas dos dois sensores os processos de degradação temporal a que estão sujeitos são distintos, o que pode induzir resultados também diferentes. Os dois bancos de dados do AOD do MODIS, do Terra e do Aqua, devem ser abordados separadamente como produtos independentes, apesar de criados a partir de algoritmos idênticos.

Por outro lado, no presente trabalho, confrontamos a diferença entre a AOD do Terra e do Aqua com o ciclo diurno da concentração do material particulado em superfície e alguns fatos relacionados com o comportamento da atmosfera e com a dinâmica das fontes emissoras. O objetivo foi contextualizar que a diferença observada entre os dois satélites pode ter também um componente associado à condição ambiental, e não ser exclusivamente relacionada com questões instrumentais.

O satélite Terra faz sua passagem durante a manhã, período em que a atmosfera apresenta maior estabilidade, devido ao resfriamento da superfície que ocorre durante a noite (WALLACE; HOBBS, 2006). Portanto, a dispersão dos poluentes acontece com menor intensidade. Sendo assim, é de se esperar que a concentração de poluentes próximo a superfície seja maior. Por outro lado, no período da tarde, quando passa o Aqua, a atmosfera é mais instável, devido ao aquecimento da superfície ao longo do dia, o que torna a dispersão dos poluentes mais eficaz.

Se considerarmos que as queimadas são a principal fonte de material particulado no interior do estado de São Paulo, onde as diferenças entre os dois satélites são visíveis, devemos levar em conta sua dinâmica também. As queimadas associadas a queima da palha de cana, geralmente, ocorrem no período noturno, entre 20hs e 6hs, conforme exigido pela legislação ambiental do estado de São Paulo (FRANÇA, 2013). Sendo assim, no horário de passagem do satélite Terra é de se esperar uma maior concentração do material particulado no ambiente, já que na parte da manhã ainda não se dispersaram totalmente. A **Figura 22 (a)** mostra a variação anual da concentração média semanal de MP10 medida pela estação de qualidade do ar da CETESB no município de Araraquara no período de passagem do Terra (10:30 Horas Local) e do Aqua (15:00 Horas Local). Vemos que ao longo do ano as medições no horário de passagem do Terra são, em geral, maiores do que as medições no horário de passagem do Aqua, indicando que no horário da passagem do primeiro a baixa atmosfera é em média mais poluída.

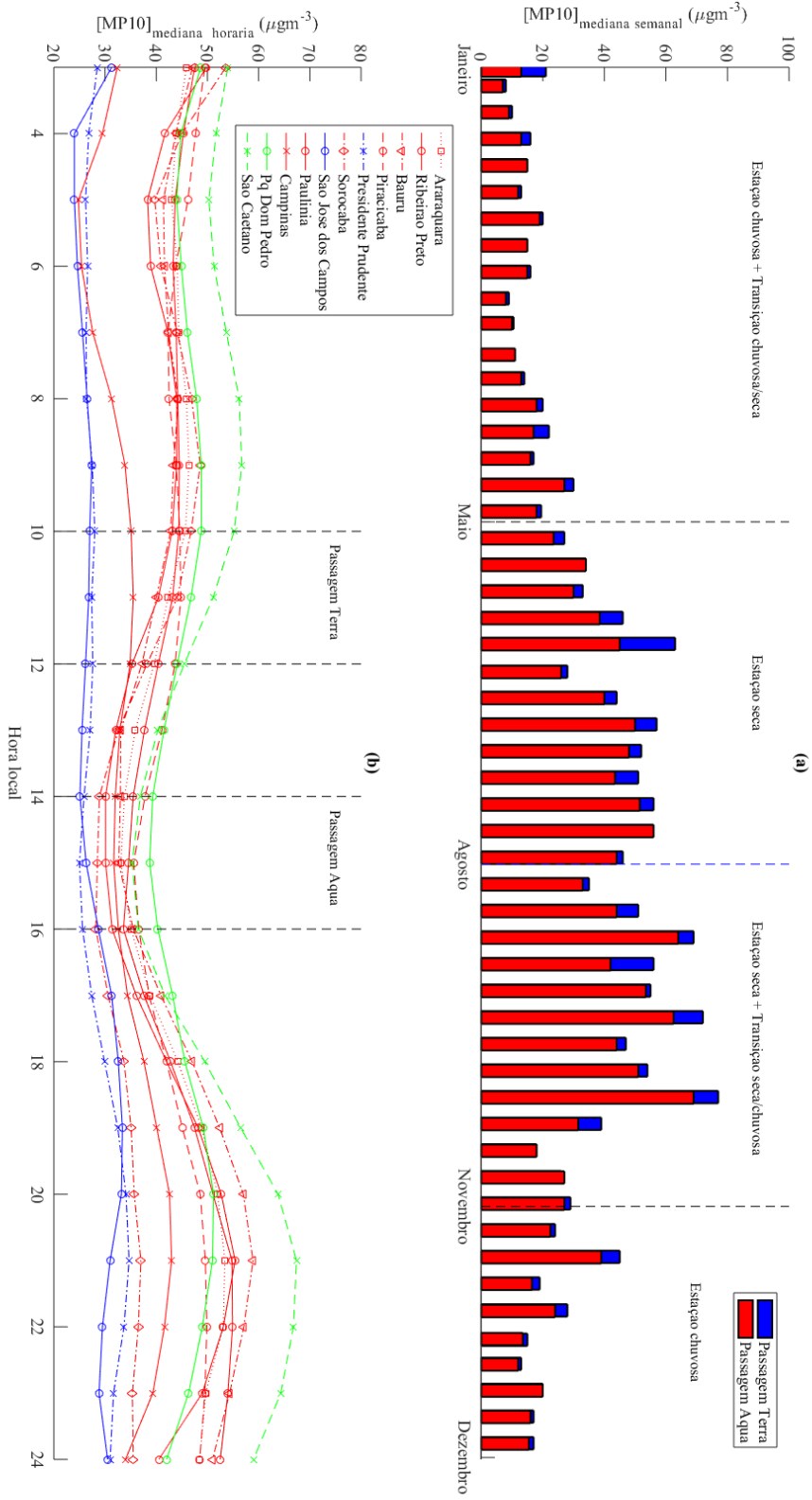
A **Figura 22 (b)** mostra, a partir do ciclo diurno da mediana horária da concentração de MP10, que esse comportamento não exclusivo da estação de Araraquara, pois, se repete para diversas outras estações do interior do estado como, Ribeirão Preto,

Bauru, Piracicaba, Paulínia e Campinas. Na RMSP o comportamento é o mesmo nas estações do Parque Dom Pedro II e São Caetano.

Sendo assim, pode-se dizer que a diferença entre a AOD derivada das medições dos sensores nos dois satélites tem algum respaldo do que acontece no ambiente.

Nesse contexto, sem excluir a potencial contribuição da problemática instrumental, tudo indica que é possível que o satélite Terra, ao passar pela manhã, realmente capture uma atmosfera mais poluída sobre o estado de São Paulo do que o satélite Aqua, que passa no período da tarde.

Figura 22 – a) Variação da concentração da média semanal de MP10 na estação de Araraquara no período de passagem do Terra (10:30 Horas Local) e do Aqua (15:00 Horas Local). b) Ciclo diurno da mediana horária da concentração de MP10 nas estações Ribeirão Preto, Bauru, Piracicaba, Paulínia, Campinas, Parque Dom Pedro II e São Caetano.



Além da média da AOD excluindo as passagens de satélites em que se constatou transporte de queimadas de áreas remotas para São Paulo, como alternativa adicional adotada para caracterizar o cenário de poluição no estado mais em consonância com as fontes emissoras locais, foram calculados os mapas anuais da mediana da AOD, isso, incluindo todos os dados (com e sem transporte externo de fumaça). Essa alternativa é interessante já que a mediana, diferente da média, não carrega uma influência tão expressiva dos valores extremos de AOD, inclusive os altos valores associados aos dias com ocorrência de transporte de fumaça do centro-oeste e do sul da Amazônia. As **Figuras 23 e 24** mostram os resultados da variabilidade interanual da mediana anual da AOD para o estado de São Paulo ao longo do período entre 2007 e 2017.

Figura 23 - Medianas anuais da AOD550nm sobre o estado de São Paulo calculadas a partir de medições diárias do sensor MODIS a bordo do satélite Terra.

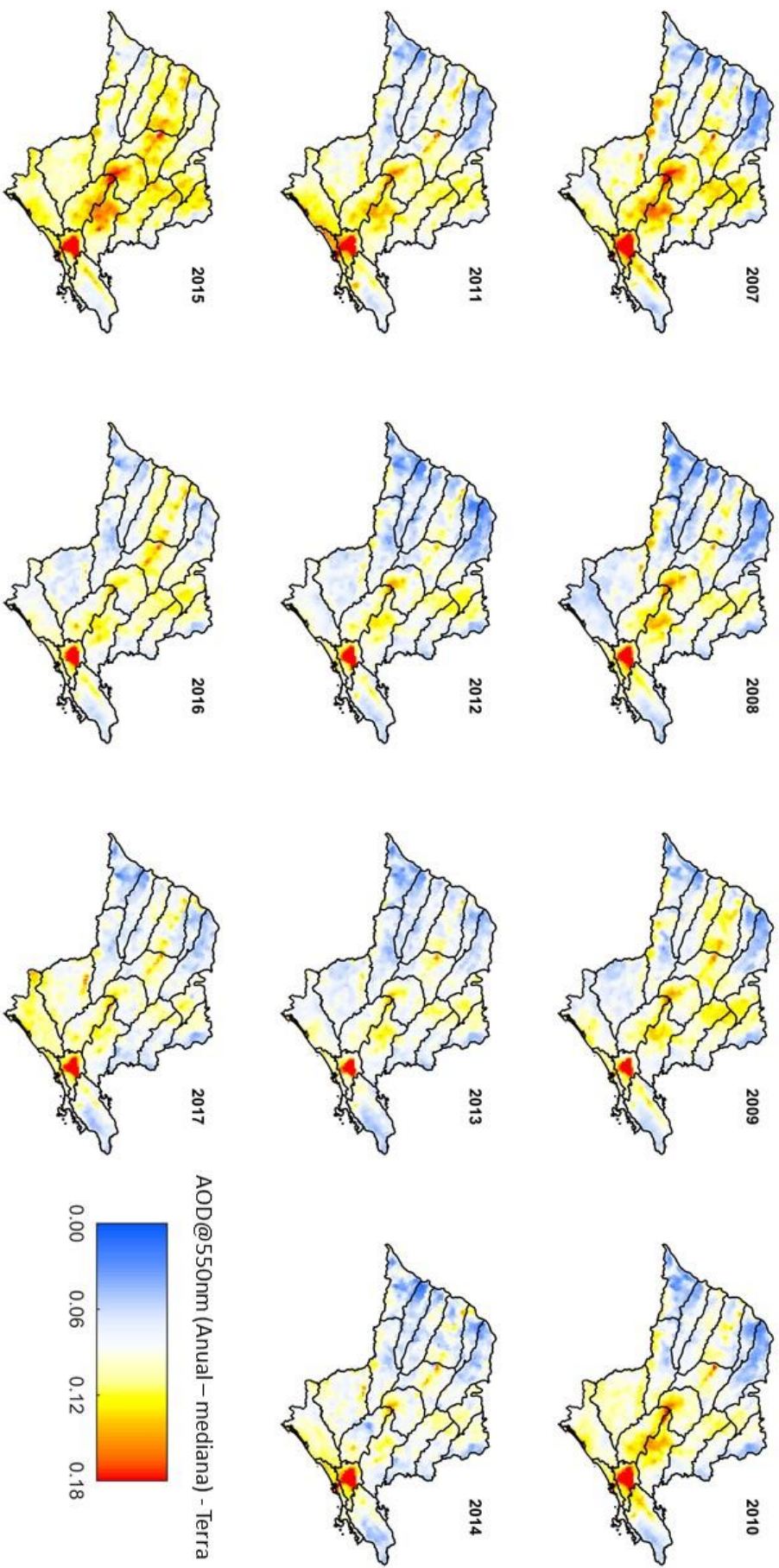
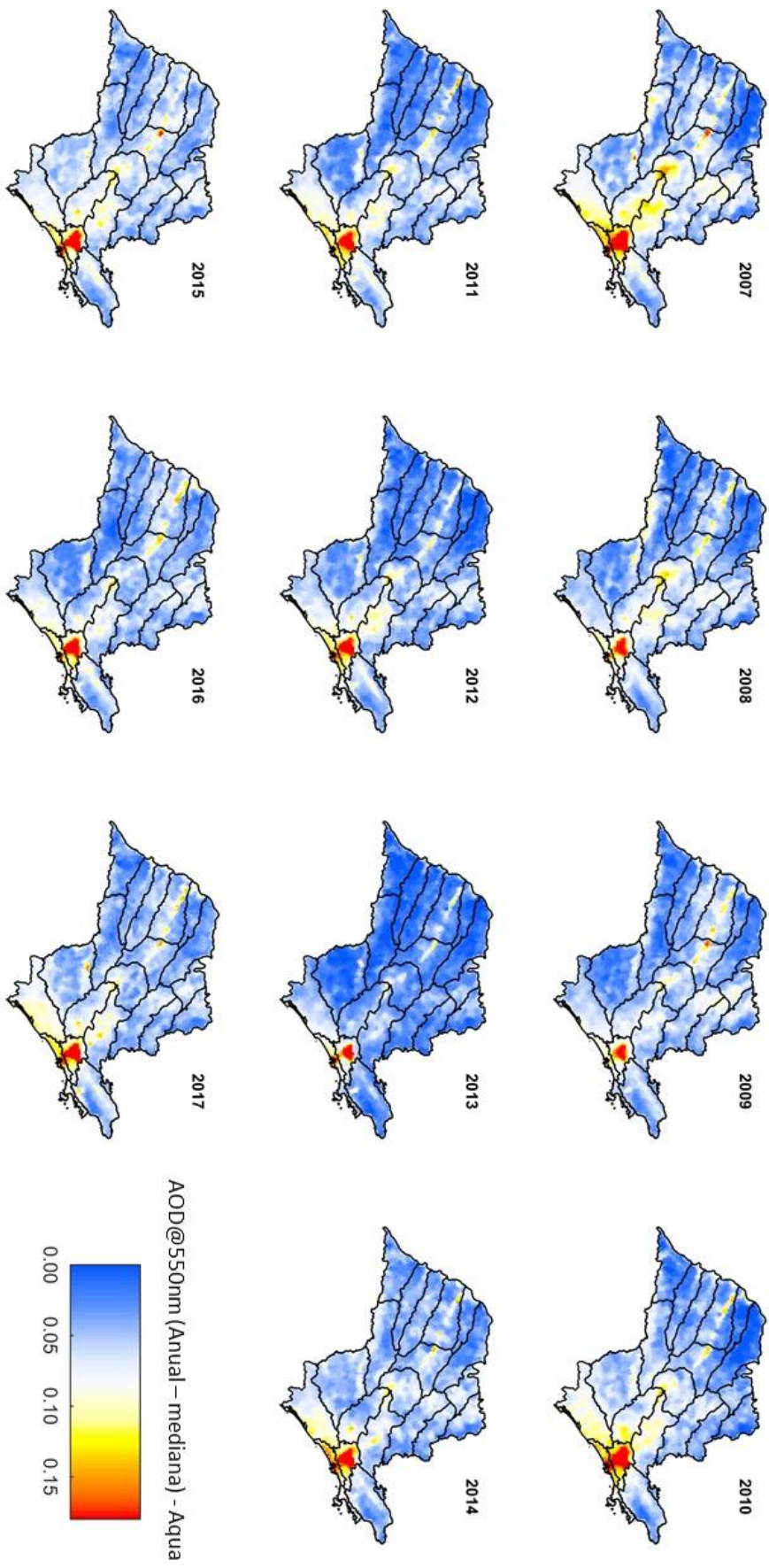


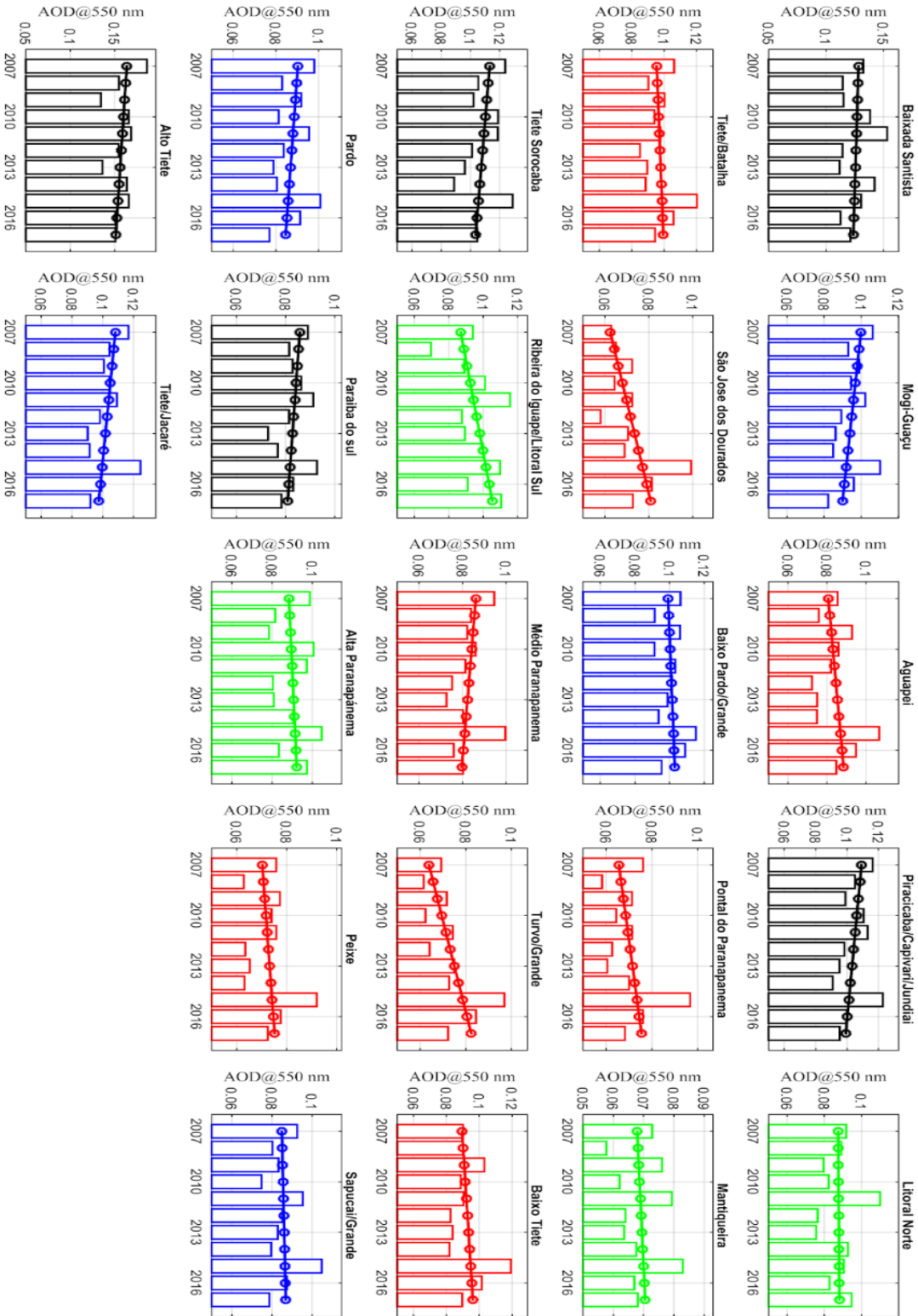
Figura 24 - Medianas anuais da AOD_{550nm} sobre o estado de São Paulo calculadas a partir de medições diárias do sensor MODIS a bordo do satélite Aqua.



Os resultados dos mapas interanuais da mediana mostraram resultados parecidos com os mapas baseados na média quando excluídos os eventos de transporte de fumaça. A distribuição espacial resultante deixa mais claro as principais áreas emissoras de material particulado do estado, isto é, as regiões metropolitanas no leste do Estado (RMSP, Baixada Santista, Campinas) e as áreas dominadas por plantação de cana-de-açúcar. Além disso, fica claro a condição menos poluída da porção oeste do estado. Também são nítidas as diferenças entre os níveis de poluição identificados pelos produtos de AOD dos dois satélites, Terra e Aqua, com o primeiro apresentando cenários mais poluídos quando comparado com o segundo.

Portanto, do ponto de vista da AOD, tanto a média anual excluindo os casos de transporte como a mediana se mostraram indicadores com maior potencial para a avaliação das tendências dos níveis de poluição atmosférica associada às emissões locais quando comparados com a média anual considerando todas as passagens dos dois satélites. Se considerarmos a praticidade, na hora de escolher entre as duas métricas, mediana e média excluindo eventos de transporte de fumaça de áreas remotas, para utilização dos dados de AOD, na óptica da qualidade do ar regional, a mediana parece ser a melhor opção, na medida em que não requer prévia seleção, dia a dia, dos casos com transporte e posterior exclusão desses dias. Nesse contexto, a seguir, as medianas anuais da AOD são utilizadas analisar as tendências regionais da poluição atmosférica em São Paulo tomando como referência as UGRHI do estado. A **Figura 25** mostra a evolução ao longo dos anos da média das medianas da AOD dentro de cada UGRHI para a passagem do satélite Terra. Na figura, vemos o comportamento da poluição nessas unidades considerando sua vocação, pois, as cores diferenciam a vocação de cada UGRHI, sendo na cor verde as áreas de conservação ambiental, na cor preta áreas industriais, azul as áreas em processo de industrialização e na cor vermelha áreas dominadas pela agropecuária.

Figura 25 – Evolução interanual da mediana de AOD 550nm de 2007 a 2017 dentro das UGRHI do satélite Terra.



Legenda: Cor Preta – UGRHI de vocação Industrial; Cor Azul – UGRHI de vocação em industrialização; Cor Verde – UGRHI de vocação Agropecuária; Cor Vermelha – UGRHI de vocação Conservação.

Fonte: Elaboração própria.

No caso das unidades de vocação Conservação existe uma variabilidade interanual significativa na AOD, por exemplo, 2011 foi o ano em que todas das unidades desse segmento apresentaram valores relativamente altos de AOD, em contraste com 2008, ano que apresentou níveis mais baixos de material particulado na atmosfera. Não é possível identificar tendências inequívocas na evolução anual para as UGRHI de conservação. A unidade Ribeira do Iguape/Litoral Sul é a única que aparenta alguma tendência, neste caso de aumento da poluição.

Nas unidades de vocação Agropecuária existe uma diversidade maior nas tendências interanuais. Por exemplo, no caso das unidades Turvo/Grande e São José dos Dourados, é nítida a tendência de aumento na AOD nos últimos anos, enquanto na unidade Médio Paranapanema os gráficos sugerem uma tendência de redução da poluição. As demais unidades no segmento agropecuária não apresentam evidência de tendências.

Nas unidades de vocação em industrialização as unidades Mogi-Guaçu e Tietê/Jacaré parecem apresentar redução na poluição. A unidade Pardo também parece apresentar uma redução nos níveis de poluição, mas menos evidente do que as unidades anteriores. As demais unidades (Baixo Pardo/Grande e Sapucaí/Grande) não apresentam evidências de tendência de redução ou aumento de poluição.

No caso das unidades de vocação industrial não vemos nenhuma delas com uma tendência nítida. As unidades Tietê/Sorocaba e Piracicaba/Capivari/Jundiaí apresentam uma leve redução na poluição, mas não o suficiente para se identificar uma tendência.

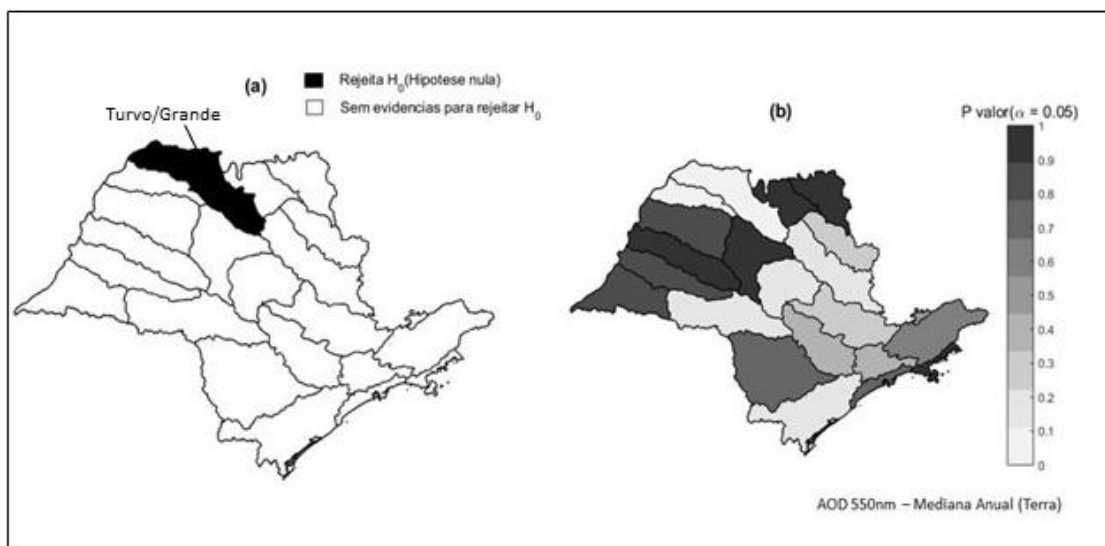
Vale destacar que em 2015 a AOD permaneceu alta em praticamente todas as unidades hidrográficas do estado, o que pode ter relação com o cenário atmosférico associado ao déficit de chuva e a crise hídrica de 2014/2015, uma vez que as condições ambientais foram propícias para ocorrência de focos de queimadas.

Apesar das evidências de tendências em algumas unidades, recorreu-se a uma avaliação objetiva, baseada no Teste de Mann-Kendall, para verificar a significância estatística das tendências. Como limite para *p-valor* abaixo do qual a hipótese nula (não existe tendência) é falsa foram avaliados dois níveis de significância, 5 e 10%.

A **Figura 26** mostra o resultado da aplicação do Teste de Mann-Kendall, considerando o nível de significância de 5%, para o caso da variabilidade interanual da mediana da AOD derivada partir da passagem do satélite Terra. Somente para a unidade

hidrográfica Turvo/Grande foi possível rejeitar a hipótese nula (não existência de tendência), portanto, a tendência de aumento da poluição observada para essa região mostrou significância estatística.

Figura 26 - Teste de Mann-Kendall para a variabilidade da AOD550nm do satélite Terra. Nível de significância 5%.



Fonte: Elaboração própria.

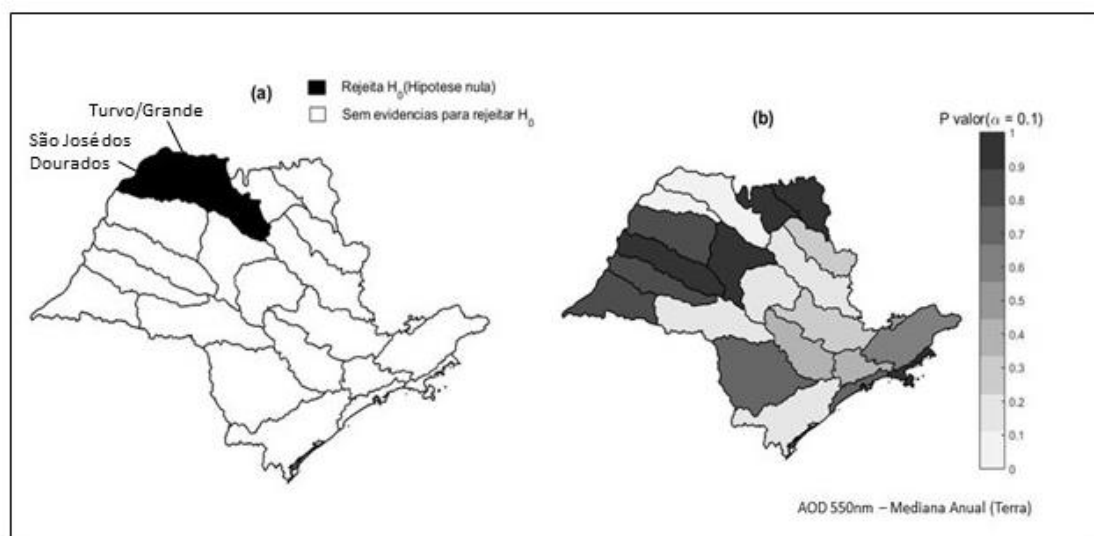
Com a flexibilização do nível de significância para 10%, (**Figura 27**), além da UGRHI Turvo Grande, os resultados sugerem tendência estatisticamente significativa também para a unidade São José dos Dourados, que faz fronteira com a de Turvo Grande. Conclui-se dessa forma que os níveis de poluição na porção noroeste do estado de São Paulo, de acordo com a AOD obtida durante a passagem do satélite Terra, possuem tendência de aumento na última década. Este resultado do presente trabalho é consistente como levantamento realizado por Poletto (2012) sobre a evolução do setor sucroalcooleiro na UGRHI de Turvo Grande com análise realizada pelo presente estudo sobre a expansão da área de cultivo de cana-de-açúcar no estado de São Paulo (Tópico 6.4).

A autora Poletto (2012), mostra a evolução do setor sucroalcooleiro no estado de São Paulo, entre 2008 e 2011, com base nos instrumentos de licenciamento ambiental, e conclui que dentro dos 75 licenciamentos aprovados com Avaliação de Impacto

Ambiental (AIA), 14 processos foram aprovados justamente para a UGRHI Turvo/Grande, que junto com a UGRHI Baixo Tietê liderou com o dobro das demais UGRHIs. Portanto, essa unidade compreendeu o maior número de licenciamentos no setor nesse período em todo o estado, o que é consistente com a intensa expansão do cultivo de cana-de-açúcar na porção noroeste do estado entre os anos de 2007 e 2013 (maiores detalhes no tópico 6.4).

Esse conjunto de informações pode justificar a tendência de aumento da poluição nas unidades UGRHIs no noroeste de São Paulo, já que durante um período significativo, dentro dos anos de interesse, houve um aumento da principal fonte poluidora do interior do estado, que são as queimadas atreladas à colheita de cana-de-açúcar.

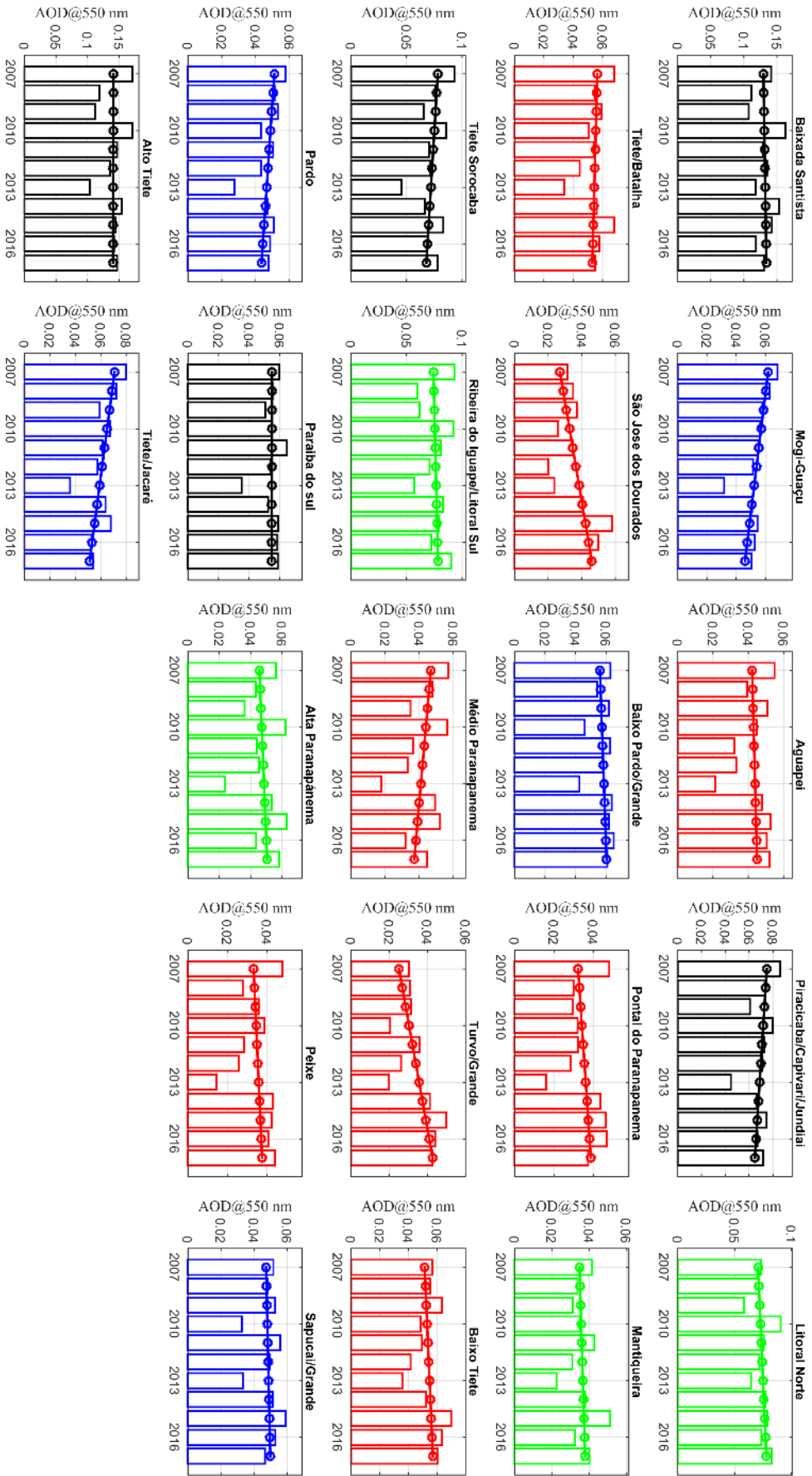
Figura 27 - Teste de Mann-Kendall para a variabilidade da AOD550nm do satélite Terra. Nível de significância 10%.



Fonte: Elaboração própria.

A **Figura 28** mostra a série histórica da mediana de AOD para cada UGRHI para o horário de passagem do satélite Aqua. A semelhança da análise para a passagem do Terra, as cores identificam as vocações das UGRHIs.

Figura 28 – Evolução interanual da mediana de AOD 550nm de 2007 a 2017 dentro das UGRHI do satélite Aqua



Legenda: Cor Preta – UGRHI de vocação Industrial; Cor Azul – UGRHI de vocação em industrialização; Cor Vermelha – UGRHI de vocação Agropecuária; Cor Verde – UGRHI de vocação Conservação.

Fonte: Elaboração própria.

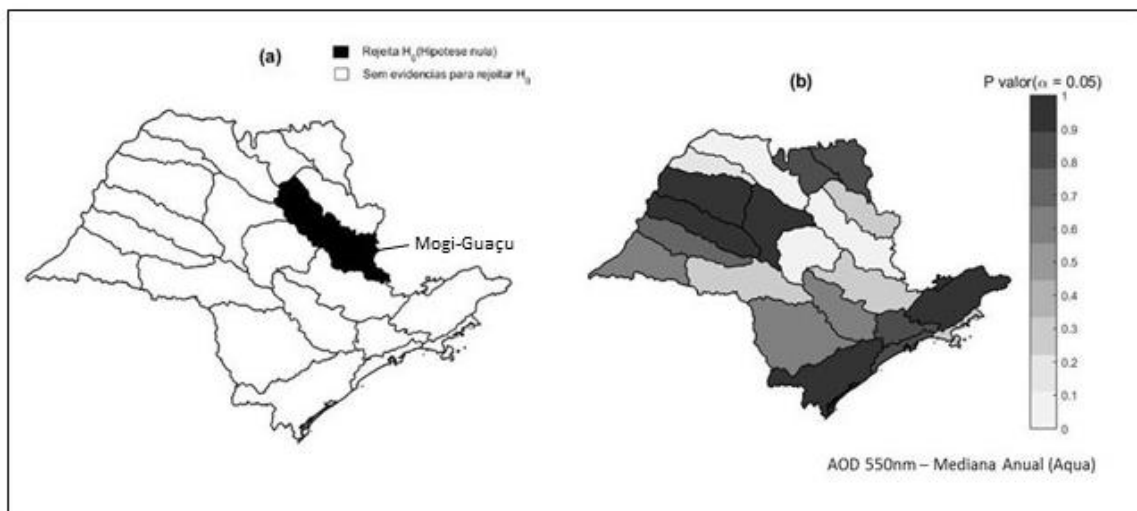
Os resultados, no caso da passagem do satélite Aqua, não indicam nenhuma tendência robusta nas unidades de vocação Conservação e Industrial em relação a poluição. O principal destaque é a variabilidade interanual, por exemplo com 2010 entre os anos mais poluídos e 2013 um dos menos.

As unidades de vocação Agropecuária Turvo/Grande e São José dos Dourados, assim como para o satélite Terra, apresentam tendência de aumento dos níveis de poluição nesse período. As demais unidades dessa vocação não apresentam evidência de tendência.

As unidades de vocação em industrialização apresentaram uma variedade maior no comportamento ao longo do tempo em relação as demais vocações. As unidades que se destacaram foram Mogi-Guaçu e Tietê/Jacaré, que apresentam tendência de redução nos níveis de poluição para esse período. As unidades Baixo Pardo/Grande e Sapucaí/Grande mantiveram um nível similar de poluição durante todo o período. Também observadas para o satélite Terra, as tendências nessas unidades, porém, não passaram pelo teste de significância estatística.

Entretanto, no caso do Aqua, após a aplicação do Teste de Mann-Kendall, algumas dessas tendências pontuadas foram confirmadas. A **Figura 29** mostra os resultados, no caso da evolução da mediana anual da AOD para a passagem do Aqua, do Teste de Mann-Kendall para o nível de significância de 5% ($p=0.05$). Como é possível observar, para unidade Mogi-Guaçu (9) rejeitou-se a hipótese nula, sendo a única que apresentou tendência estatisticamente válida.

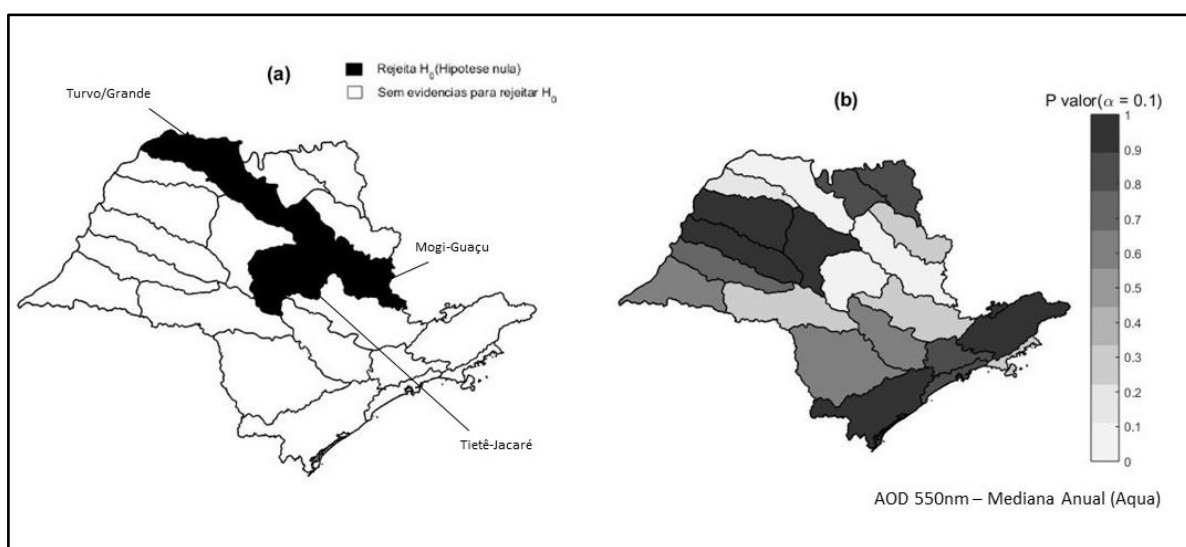
Figura 29 - Teste de Mann-Kendall para a variabilidade da AOD550nm do satélite Aqua. Nível de significância 5%.



Fonte: Elaboração própria.

Para o nível de significância de 10% ($p=0.1$), além das unidades em processo de industrialização, Mogi-Guaçu e Tietê/Jacaré (13), a unidade de agropecuária Turvo/Grande (15), também apresentou tendência estatisticamente válida (**Figura 30**).

Figura 30 - Teste de Mann-Kendall para a variabilidade da AOD550nm do satélite Aqua. Nível de significância 10%.



Fonte: Elaboração própria.

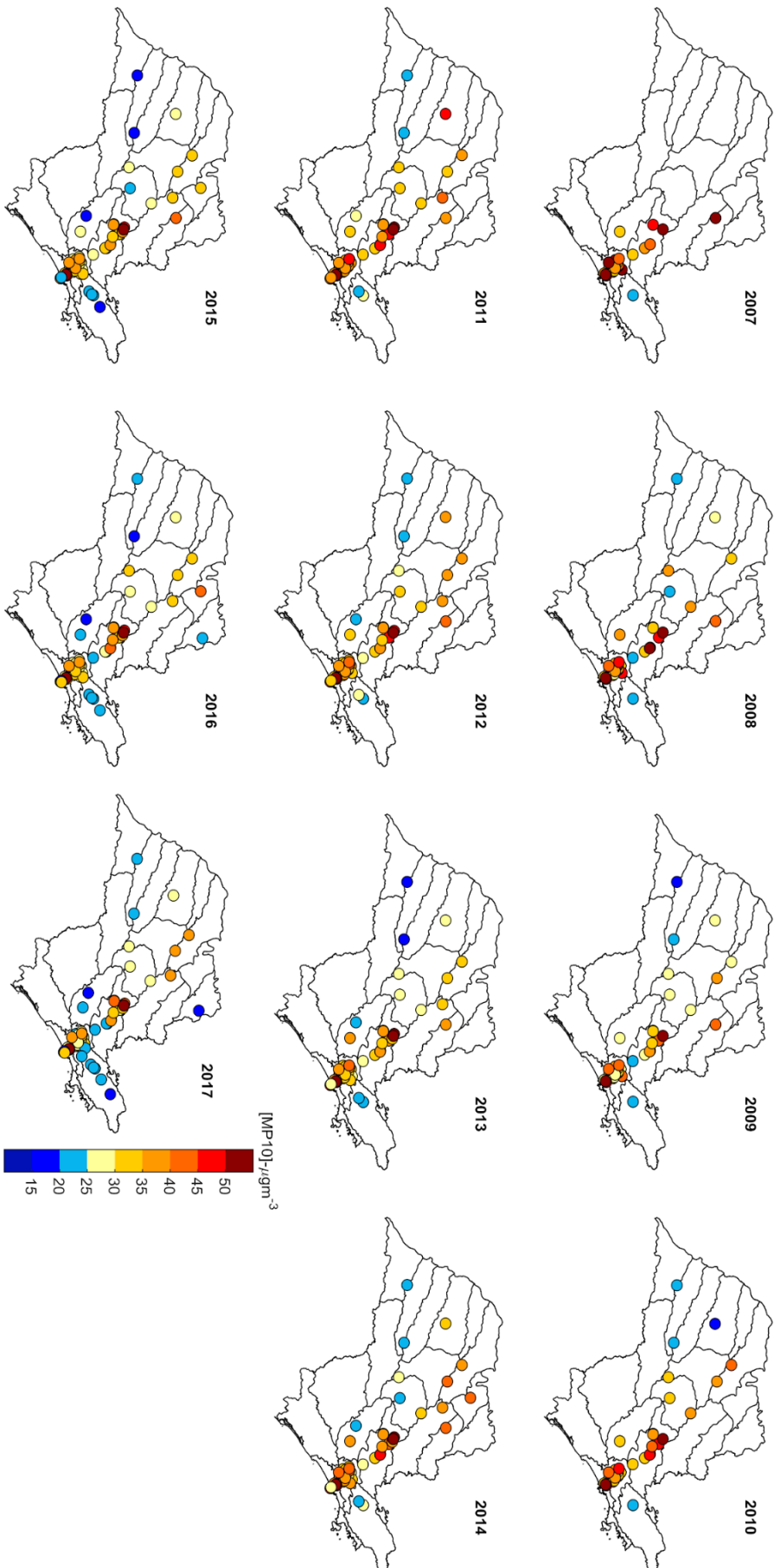
Dessa forma, para o satélite Aqua, além de corroborar o aumento da poluição na porção noroeste do estado de São Paulo (unidade Turvo/Grande), observamos tendência de redução da poluição nas unidades em industrialização de Mogi-Guaçu e Tietê/Jacaré.

6.3 Variação interanual do MP10 de acordo com as estações da CETESB

O indicador oficial dos níveis de poluição no estado de São Paulo são as estações de monitoramento da qualidade do ar da CETESB. Apesar das medições feitas por meio das estações de superfície refletirem mais precisamente o cenário de qualidade do ar que ocorre na superfície, a falta de uma rede maior de estações, que cubra todas as regiões do estado, é uma limitação. Por isso, a combinação dos dados de poluição das estações de superfície com os mapas de AOD derivados a partir de medições via satélite permitem uma visão espacial mais integrada da poluição atmosférica no estado e sua evolução temporal. Neste sentido, também foram avaliadas a distribuição espacial e temporal da poluição no estado associada ao material particulado (MP10) de acordo com a rede de superfície da CETESB. O padrão de qualidade do ar anual vigente para MP10 no Estado de São Paulo é de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (CETESB, 2018).

Na **Figura 31**, a seguir, temos a variabilidade interanual das médias anuais para todas as estações da CETESB em que houve monitoramento de MP10 entre 2007 e 2017. Como é possível observar, as estações da rede estão concentradas nas principais regiões metropolitanas do estado, sendo poucas as estações no interior do estado, em particular nas porções noroeste, oeste e sul

Figura 31 – Variabilidade interanual das médias anuais da concentração de MP10 para todas as estações da CETESB onde houve monitoramento entre 2007 e 2017



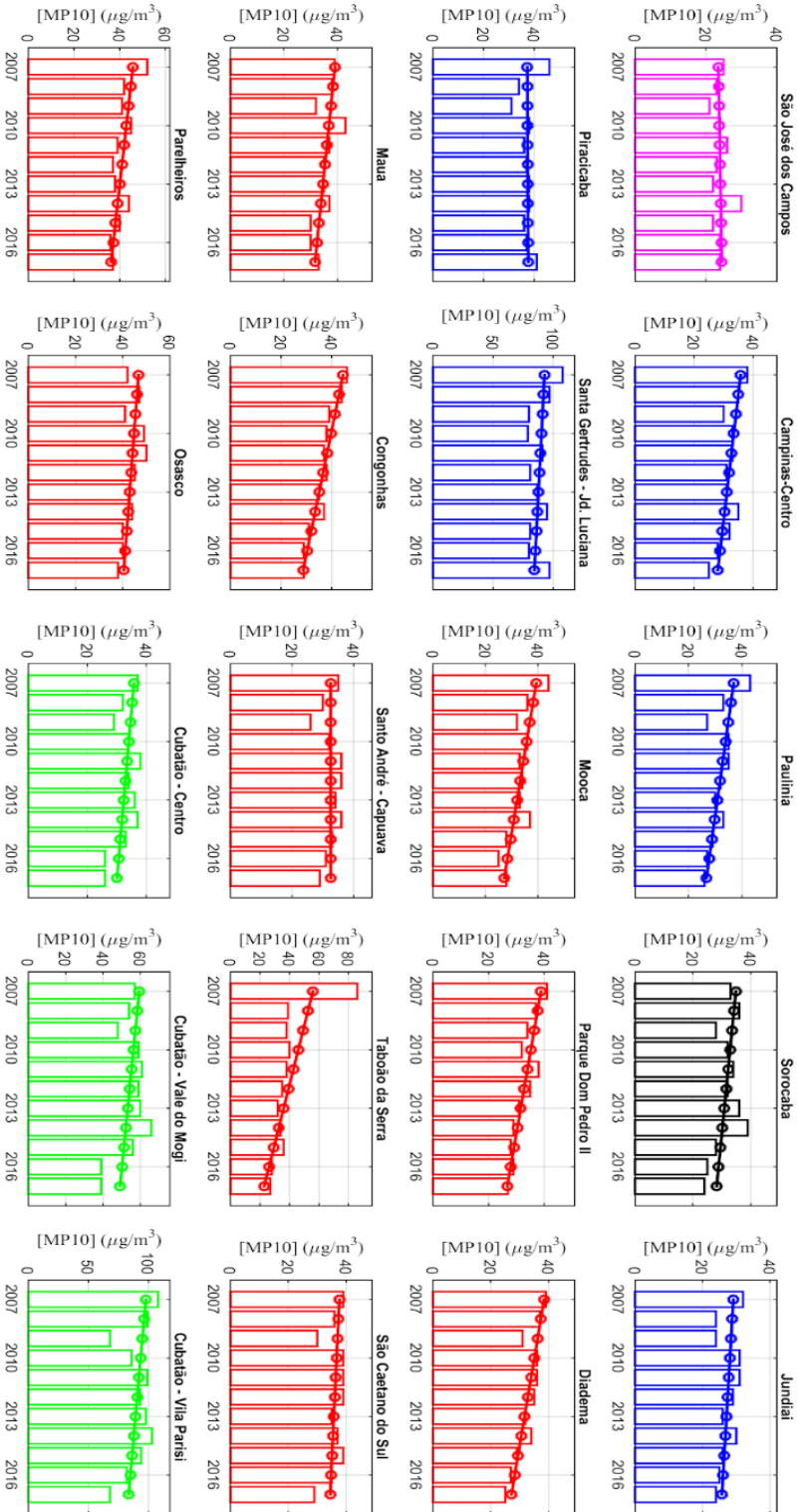
Apesar da menor cobertura espacial, é possível observar algumas características que corroboram a distribuição da poluição no estado apontada pelos campos obtidos a partir das medições via satélite. As estações onde as médias são recorrentemente menores, geralmente, estão na porção oeste do estado, e as mais poluídas concentram no eixo entre as regiões metropolitanas de São Paulo e Campinas e Baixada Santista na porção leste do estado.

Nas regiões do interior dominadas pelas plantações de cana-de-açúcar, por exemplo, São Carlos, São José do Rio Preto e Ribeirão Preto, as médias oscilam geralmente entre 30 e 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nessas regiões, apesar das colheitas com fogo terem supostamente diminuído nos anos de análise, à semelhança da AOD, não se observa uma sistemática redução nas médias de MP10 nos últimos anos. Uma outra região com monitoramento constante nos 11 anos é a região do Vale do Paraíba, que apresenta valores mais baixos de MP10 em relação ao restante do leste do estado.

A RMSP, local com a maior concentração de estações de Cetesb, apesar de ainda representar uma porção do estado com altos níveis de poluição por MP, apresentou uma clara redução nas concentrações médias anuais de MP10. Se observarmos a diferença entre 2007 e 2017, é nítida a redução, que em diversas estações ultrapassaram os 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2007 e em 2017 a maioria se situa entre os 35 e 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Essa redução, como apontada por estudos anteriores (ANDRADE et al., 2017, ABE e MIRAGLIA, 2018), está relacionada a políticas públicas que foram estabelecidas na região com o objetivo de reduzir as emissões veiculares, mais precisamente a implementação do PROCONVE (CONAMA, 1986).

A **Figura 32** mostra a evolução temporal das concentrações de MP10 por estação da CETESB, para o caso daquelas estações que tiveram medições em todos os anos do período de estudo. As estações estão separadas por cores de acordo com a UGRHI em que se localizam.

Figura 32 - Evolução interanual da média da concentração de MP10 para todas as estações que tiveram monitoramento durante todo o período entre 2007 e 2017.



Legenda: Cor Magenta – UGRHI Paraíba do Sul; Cor Azul – UGRHI Piracicaba/Capivari/Jundiaí – Cor Preta – UGRHI Tietê/Sorocaba; Cor Vermelha – UGRHI Alto Tietê; Cor Verde – UGRHI Baixada Santista

Fonte: Elaboração própria.

As médias de MP10 para o período mostram que algumas estações sistematicamente ultrapassam o padrão de qualidade do ar vigente, como é o caso de Santa Gertrudes-Jd Luciana, no interior do estado, e Cubatão- Vila Parisi, na Baixada Santista.

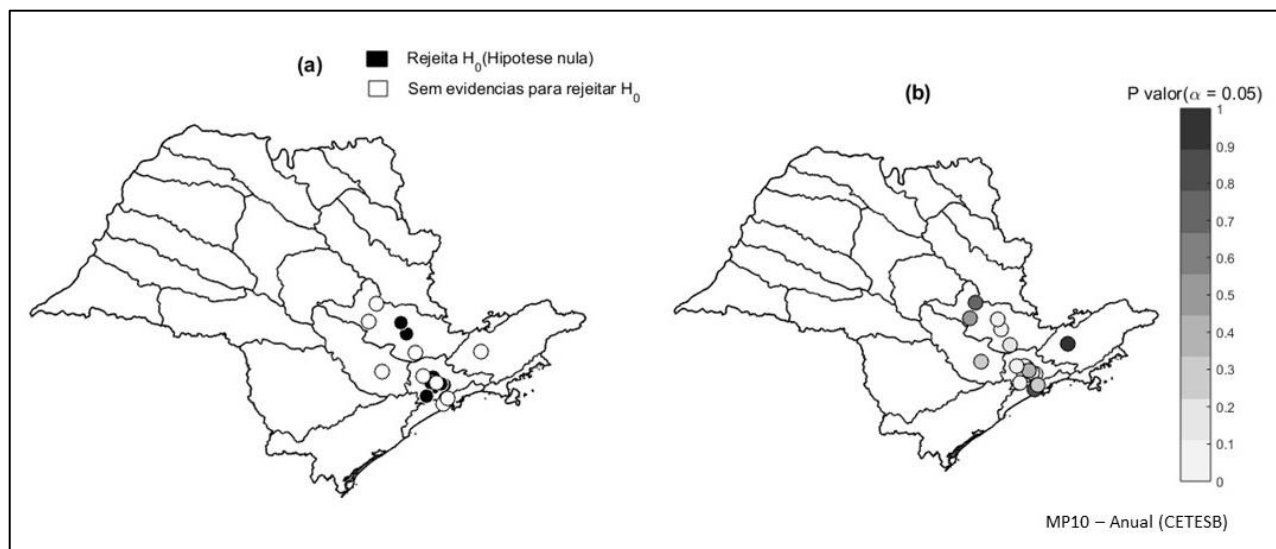
A maioria de estações que possuem dados para todos os anos se localizam na RMSP, isto é, dentro da bacia do Alto Tietê, cujas estações estão identificadas pela cor vermelha. É possível constatar que praticamente todas as estações do Alto Tietê (RMSP) apresentam tendência de redução nas concentrações de MP10, com exceção da estação Santo André-Capuava e São Caetano do Sul. Percebe-se que, apesar da tendência de redução, para algumas estações (ex. Osasco, Mauá e Parelheiros) os níveis de poluição permanecem próximos ao limite do padrão de qualidade do ar.

As estações da bacia hidrográfica da Baixada Santista, essencialmente as localizadas no polo de Cubatão, também aparentam tendência de redução, particularmente nos anos mais recentes, mas não tão proeminente quanto da RMSP. Nessas estações, apesar da ligeira tendência de redução da concentração do material particulado, observam-se altas concentrações de MP10 durante todo o período, especialmente na estação Cubatão-Vila Parisi.

Nas estações da UGRHI Piracicaba/Capivari/Jundiaí (5), que inclui a região metropolitana de Campinas, o pólo petroquímico de Paulínia e áreas de canaviais, também se percebe tendência de redução nas concentrações de MP10, isso no caso das estações Campinas-Centro e Paulínia, mas também de estagnação, no caso de Piracicaba, que tem forte influência das áreas de plantação de cana, e Santa Gertrudes, um dos mais importantes polos cerâmicos do interior.

A avaliação da significância estatística das tendências descritas utilizando o Teste de Mann-Kendall mostrou, conforme **Figura 33**, que não é possível rejeitar a hipótese nula (ausência de tendência), para $p=0.05$, no caso das estações localizadas na RMSP e também as estações Paulínia e Campinas-Centro. Portanto, apenas estações dentro das duas principais regiões metropolitanas apresentaram tendência de redução estatisticamente válidas. Na **Figura 34**, estão os resultados do teste de Mann-Kendall para $p=0.1$, que se assemelham com o anterior.

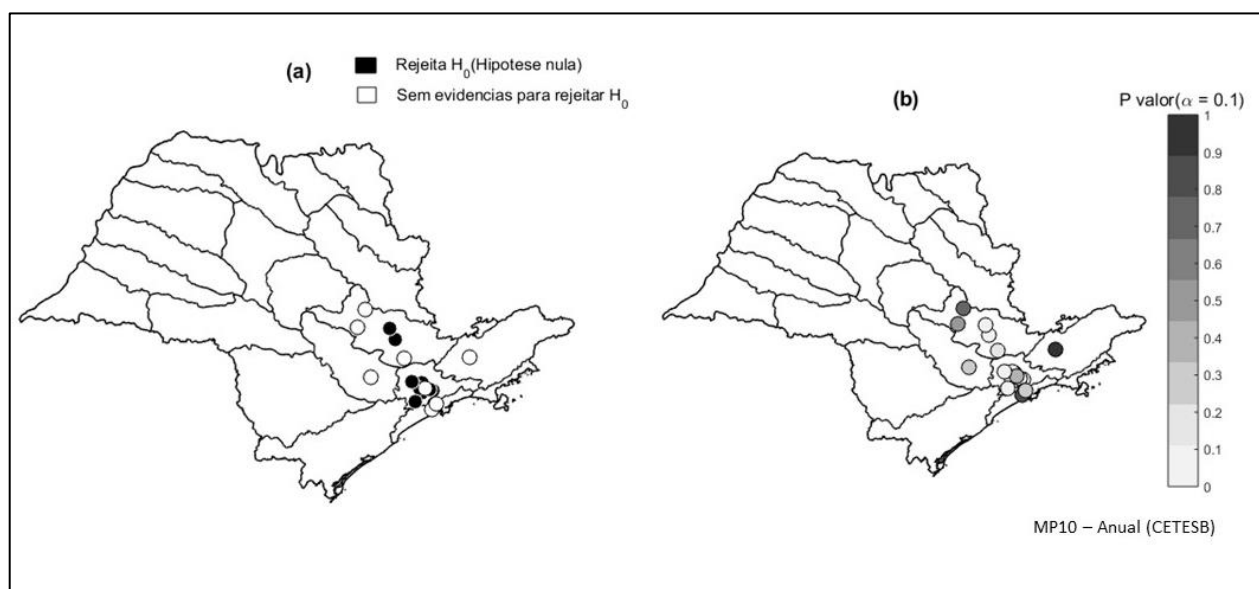
Figura 33- Teste de Mann-Kendall para a variabilidade interanual da concentração de MP10 das estações da CETESB que tiveram monitoramento durante todo o período entre 2007 e 2017. Nível de significância 5%.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 34- Teste de Mann-Kendall para a variabilidade interanual da concentração de MP10 das estações da CETESB que tiveram monitoramento durante todo o período entre 2007 e 2017. Nível de significância 10%.

Fonte: Elaboração própria.



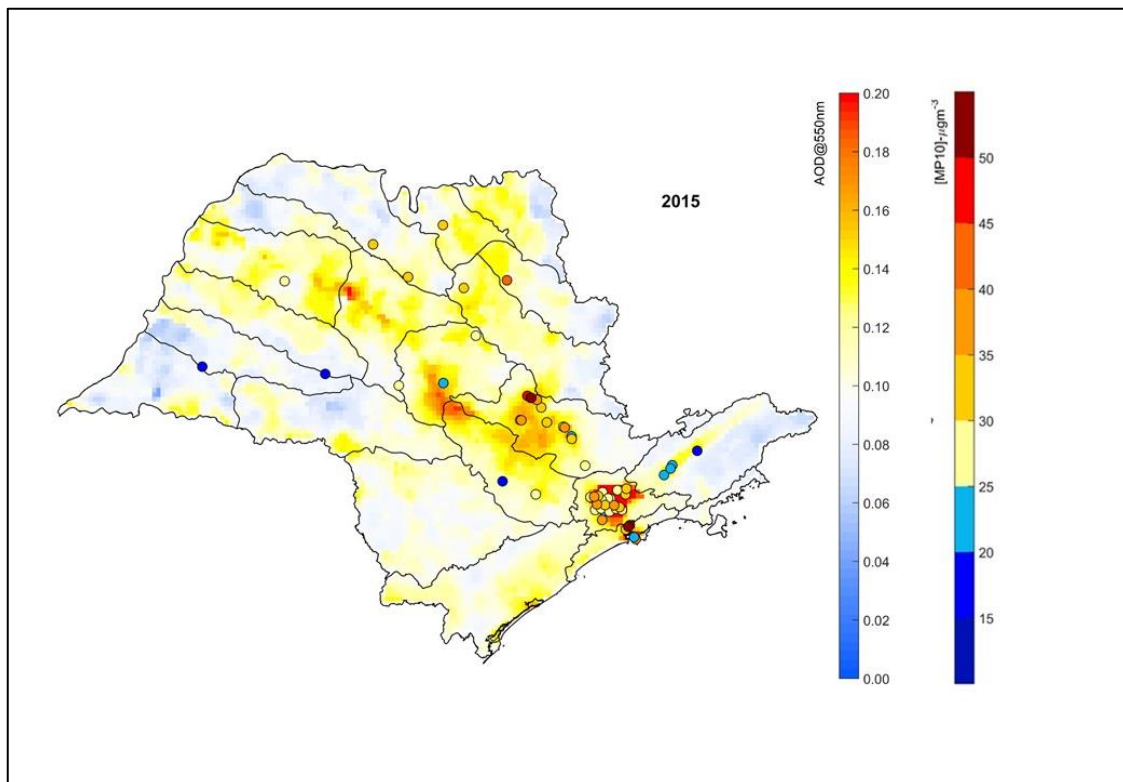
As tendências mostradas no Teste Mann-Kendall para a RMSP no presente estudo, de redução na concentração dos poluentes, incluindo o MP, na região após a

implementação do PROCONVE, foram consistentes com os resultados dos autores Andrade et al. (2017) e Abe e Miraglia (2018).

6.3.1 – Relação entre MP10 e AOD

Embora não seja objetivo do estudo avaliar a relação entre a AOD e a concentração de MP10 em superfície, com a intenção de visualizar se os resultados obtidos sobre a poluição no estado a partir da AOD concordam qualitativamente com as concentrações das partículas inaláveis em superfície medidas pela CETESB, foram construídos mapas da mediana anual de AOD sobreposta pela média anual de MP10 das estações da Cetesb, para os satélites Terra e Aqua. As **Figura 35 e 36** mostram, a título de exemplo, a comparação para o ano de 2015. Foi escolhido esse ano como exemplo por ter sido um destaque em relação aos níveis de poluição atmosférica.

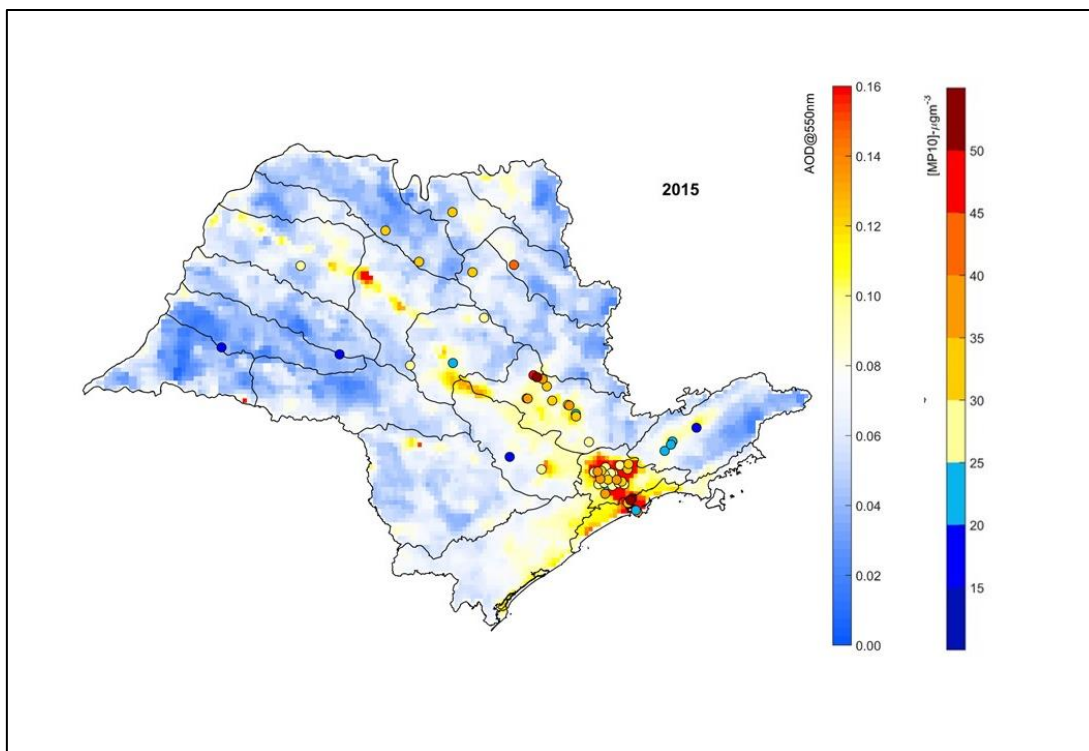
Figura 35 - Mapa da mediana anual da AOD550nm do satélite Terra e média anual da concentração de MP10 das estações da CETESB para o ano 2015.



Fonte: Elaboração própria.

É visível que existe um razoável grau de consistência entre o gradiente da AOD e o da concentração do MP10, que permite a clara identificação das áreas mais e menos poluídas do estado. A mancha de poluição, identificada nos dados da CETESB, que caracteriza o eixo Baixada Santista – RMSP - Região Metropolitana de Campinas, assim como as áreas de canaviais nas porções central e norte do estado, é capturada pelo mapeamento por satélite. As estações da CETESB com as menores concentrações anuais de MP10 encontram-se dentro de áreas de baixa AOD, principalmente localizadas na porção sudoeste do estado o que reforça essa consistência. Os dados de satélites apontam outras áreas poluídas no estado para as quais a CETESB não apresenta monitoramento regular, como é o caso porção sul do estado que faz fronteira com o noroeste do Paraná e também a região do Vale do Ribeira. Vale mencionar que em algumas regiões não houve corroboração entre os dados de satélites e os de superfície, o caso do Vale do Paraíba. Apesar disso, este conjunto de resultados ressalta a riqueza de detalhes e o potencial que o monitoramento da qualidade do ar a partir de satélite apresenta.

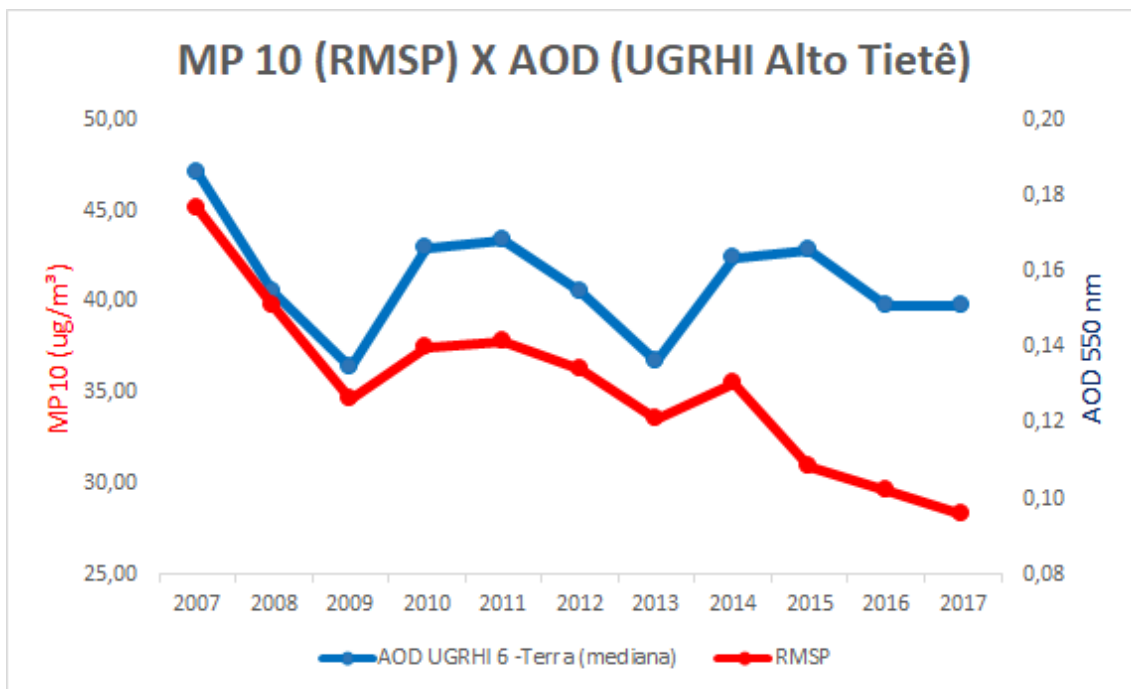
Figura 36 - Mapa da mediana anual da AOD550nm do satélite Aqua e média anual da concentração de MP10 das estações da CETESB para o ano 2015.



Fonte: Elaboração própria.

Além da distribuição espacial, foi avaliada a aptidão das medições de satélite em capturar as tendências temporais da poluição no estado. Reconhecendo as dificuldades que é avaliar essa tendência olhando individualmente cada estação, como pode ser percebido nos mapas anteriores, a avaliação foi feita com base em dados médios para as UGRHI. A **Figura 37 e 38** abaixo mostra a relação entre o valor médio da mediana da AOD (Terra e Aqua, respectivamente) dentro da UGRHI Alto Tietê e média espacial das concentrações anuais médias de MP10 das estações da CETESB instaladas dentro da UGRHI Alto Tietê. A UGRHI Alto Tietê engloba toda a RMSP e expressiva área no seu entorno. Para essa e demais comparações foram utilizados os dados somente das estações que possuíam dados de todos os anos do período de interesse.

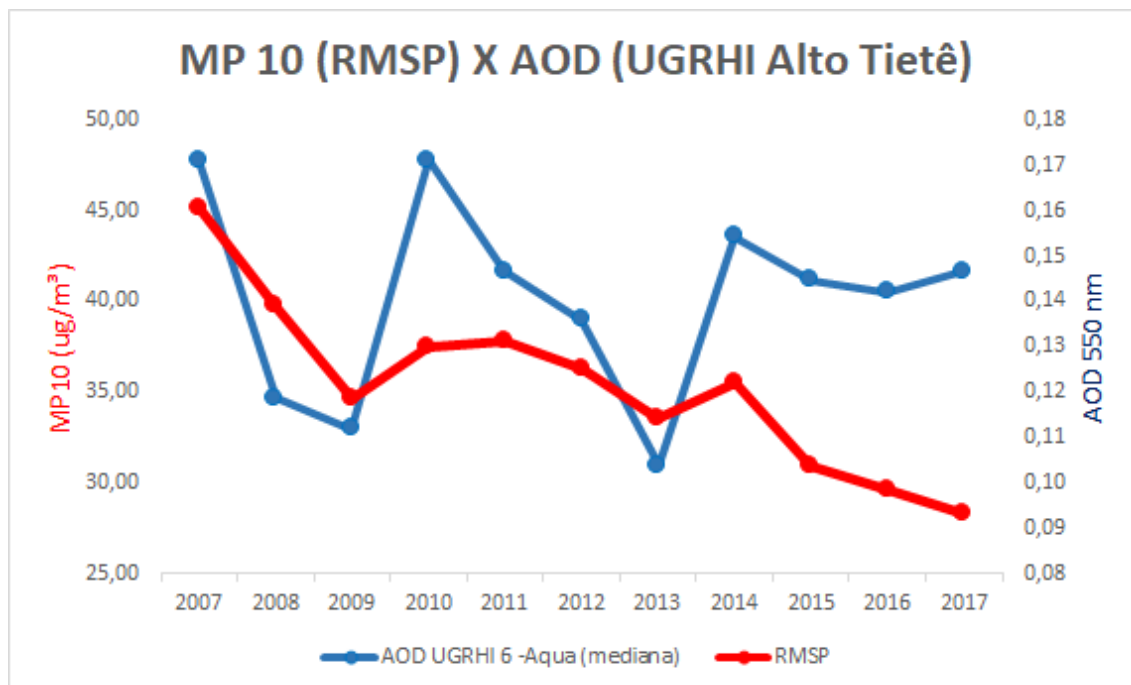
Figura 37 – Relação entre valor médio da mediana da AOD 550 nm (satélite Terra) dentro da UGRHI Alto Tietê e média das concentrações de MP10 das estações dentro da UGRHI Alto Tietê.



Fonte: Elaboração própria.

A **Figura 37** demonstra que, entre os anos de 2007 e 2017, embora a AOD não tenha apresentado a tendência de redução de longo prazo da poluição na superfície, o indicador conseguiu refletir bem o comportamento interanual da poluição que se observou nas estações de superfície da bacia do Alto Tietê. A rigor, foi no ano de 2015 que houve a maior discordância entre as tendências interanuais, já que a AOD mostra um aumento enquanto a concentração de MP10 diminui. Em 2016 ambos voltam a cair e em 2017 ocorre uma nova discordância em que a concentração de MP10 cai e o nível de AOD permanece o mesmo. As razões por trás dessas divergências estão sendo analisadas, pois, a sua compreensão será importante para o avanço da capacidade de monitoramento da qualidade do ar via dados de satélites.

Figura 38 – Relação entre valor médio da mediana da AOD 550 nm (satélite Aqua) dentro da UGRHI Alto Tietê e média das concentrações de MP10 das estações dentro da UGRHI Alto Tietê.



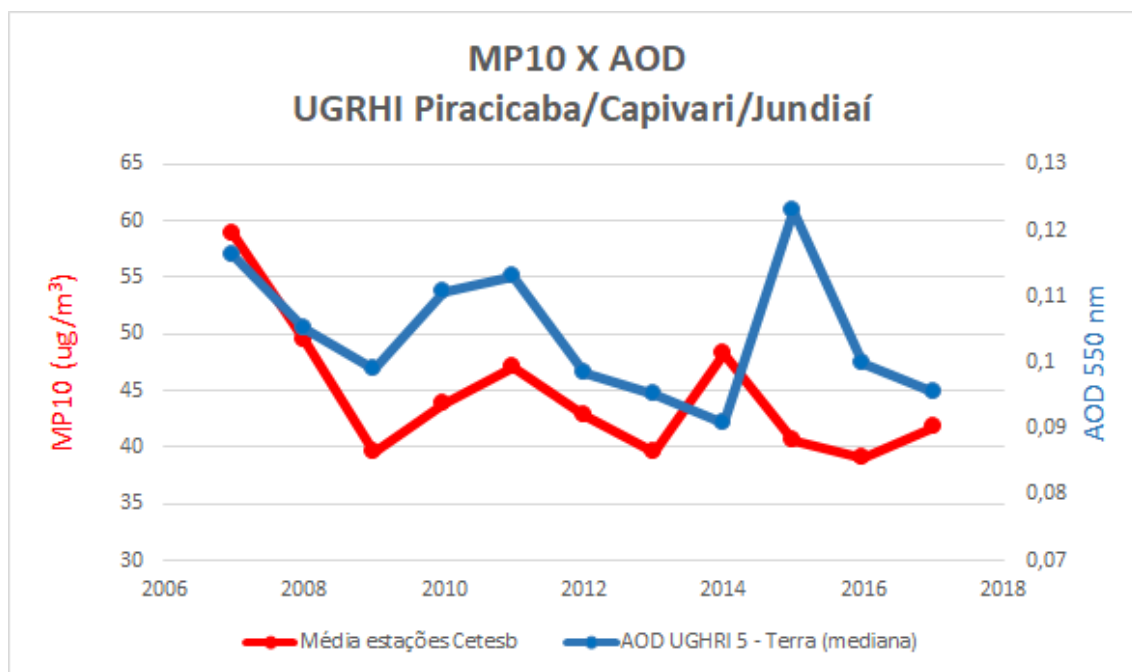
Fonte: Elaboração própria.

A variabilidade interanual da AOD proveniente do Aqua não foi tão consistente com a das concentrações de MP10 quando comparada com a variabilidade descrita pela AOD do Terra. Ainda assim, os dados do Aqua demonstram comportamento parecido com a do MP10 na superfície ao longo dos anos. Da mesma forma que o Terra, os dados do Aqua apresentam uma diminuição entre 2007 e 2009, consistente com as concentrações de MP10 da Cetesb na UGRHI Alto Tietê. A AOD têm um pico em 2010, que não é observado pelo MP10, mas mostra um comportamento similar entre os anos de 2011 e 2014. A partir de 2015 os dados apresentam uma maior discordância.

A mesma análise foi feita para as UGRHIs de Piracicaba/Capivari/Jundiaí e Tietê/Jacaré. Essas unidades foram escolhidas primeiramente por estarem em regiões de interesse, UGRHI Piracicaba/Capivari/Jundiaí engloba polos poluidores como Santa Gertrudes, Campinas, Piracicaba e Paulínia. É uma unidade de vocação industrial, e corresponde a locais com influência de emissões urbanas e também queima de cana-de-açúcar. As **Figura 39** e **40** mostram a comparação das tendências interanual de poluição

associada ao MP na bacia como identificada pelas duas variáveis MP10 média na bacia dada pelas estações da CETESB e AOD, do Terra e do Aqua, respectivamente.

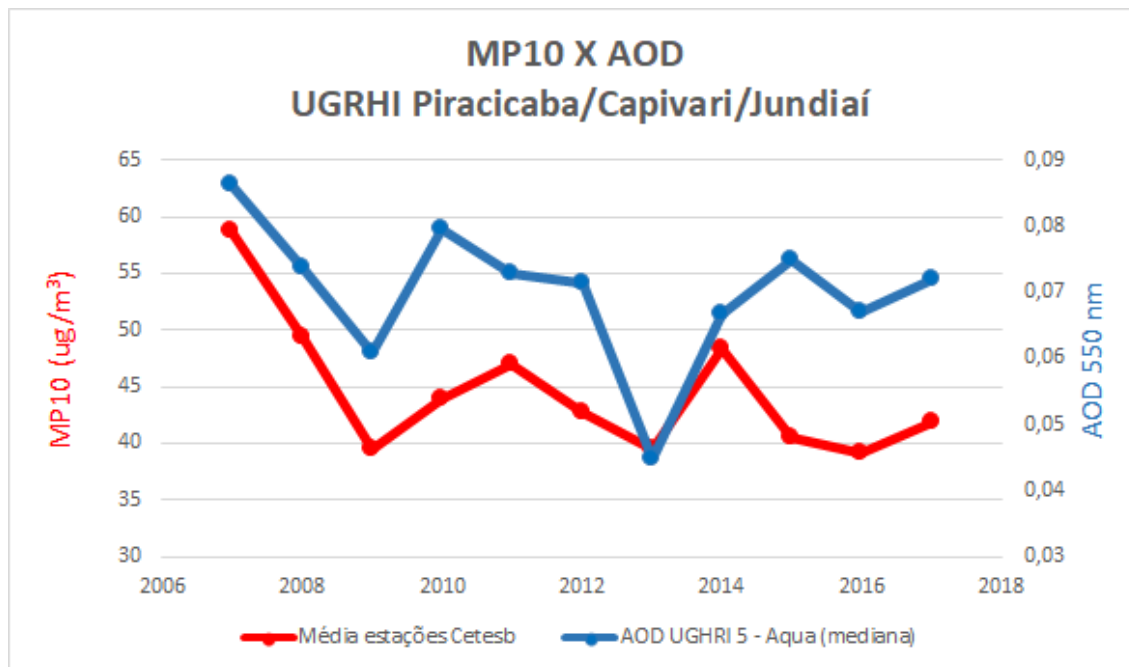
Figura 39 – Relação entre valor médio da mediana da AOD 550 nm (satélite Terra) dentro da UGRHI Piracicaba/Capivari/Jundiaí e média das concentrações de MP10 das estações dentro da UGRHI Piracicaba/Capivari/Jundiaí.



Fonte: Elaboração própria.

Para os dados do Terra, assim como ocorreu na bacia do Alto Tietê há uma concordância no comportamento das tendências interanuais das duas variáveis entre 2007 e 2013. De 2014 a 2017 a relação entre os dois parâmetros deixa de ser compatível. O ano de 2015 foi o que apresentou maior diferença, já que apresenta um cenário de diminuição de MP10 e na AOD o que ocorreu foi um aumento em relação ao ano de 2014.

Figura 40 – Relação entre valor médio da mediana da AOD 550 nm (satélite Aqua) dentro da UGRHI Piracicaba/Capivari/Jundiaí e média das concentrações de MP10 das estações dentro da UGRHI Piracicaba/Capivari/Jundiaí.

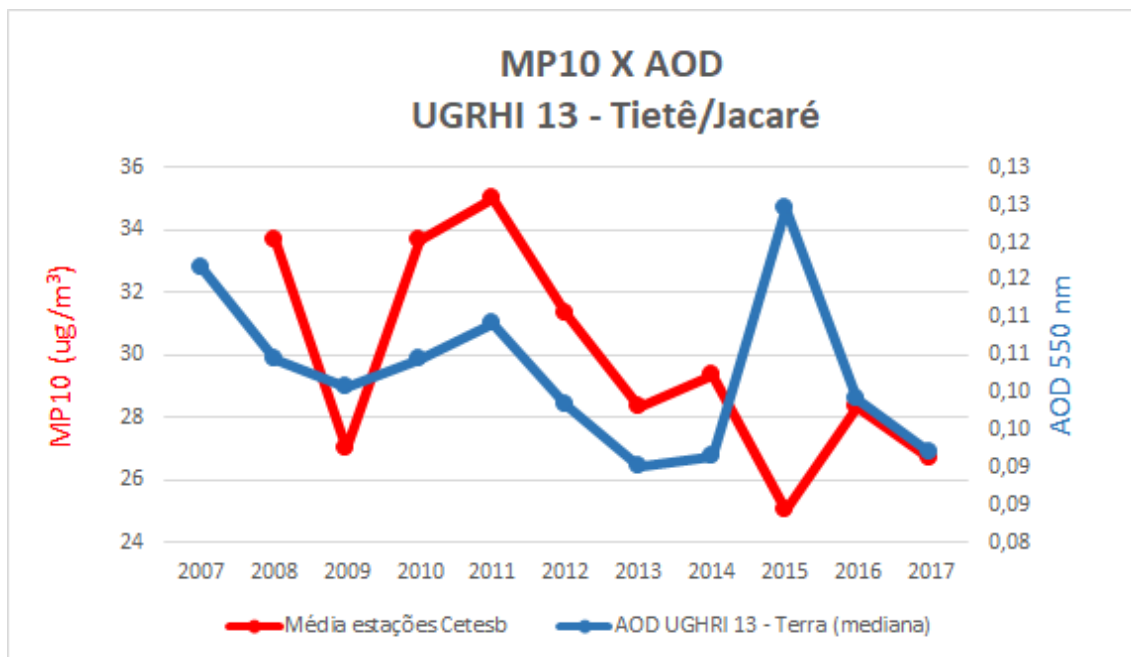


Fonte: Elaboração própria.

No caso do Aqua, os dados mostram bastante compatibilidade com a média das concentrações de MP10 até 2014. Novamente, o ano de 2015 apresenta uma discordância entre os dados, a AOD mostra um aumento e o MP10 uma queda. Em 2016 e 2017 a tendência das variáveis voltam a ser compatíveis.

Similar análise foi feita para a UGRHI Tietê/Jacaré uma região dominada pela plantação de cana-de-açúcar. Por não haverem muitas estações da CETESB na região que fizeram medições durante todo o período (a partir de 2008 pois nenhuma estação computou dados de 2007), a comparação da concentração de MP10 com AOD fica limitada, embora seja possível encontrar alguma coerência entre os indicadores, conforme **Figura 41 e 42**.

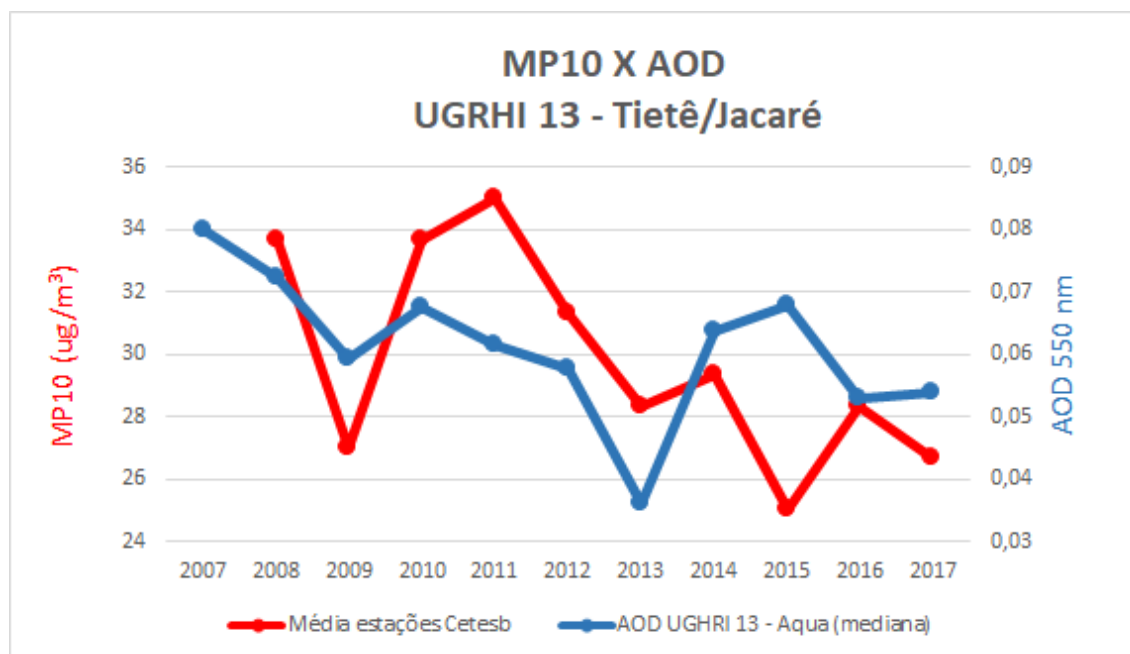
Figura 41 – Relação entre valor médio da mediana da AOD 550 nm (satélite Terra) dentro da UGRHI Tietê/Jacaré e média das concentrações de MP10 das estações dentro da UGRHI Tietê/Jacaré.



Fonte: Elaboração própria.

No caso dessa UGRHI, para a AOD do Terra, os resultados apresentam uma compatibilidade nas tendências entre 2008 e 2014, as estações da Cetesb não apresentaram medidas suficientes para o cálculo das médias de 2007. Novamente, a maior diferença entre as variáveis se encontra em 2015. Nesse ano em particular destaca-se os altos valores observados de AOD em todo o estado mesmo após a remoção do efeito de transporte da Amazônia (**Figura 20**), o que pode sugerir uma eventual contribuição de transporte fora da época adotada como referência (Ago-Set-Out-Nov). Uma outra possibilidade é a ocorrência de eventos de queimada regionais em que houve maior distribuição vertical de material de queimadas com posterior transporte em níveis mais altos, portanto, não afetando as estações de superfície.

Figura 42 – Relação entre valor médio da mediana da AOD 550 nm (satélite Terra) dentro da UGRHI Tietê/Jacaré e média das concentrações de MP10 das estações dentro da UGRHI Tietê/Jacaré.



Fonte: Elaboração própria.

A **Figura 42**, que compara a evolução da AOD do Aqua com a das médias de MP10, indica uma compatibilidade menor do que a verificada entre MP10 e a AOD do Terra nos anos de 2011, 2015 e 2017.

A menor compatibilidade entre as tendências da AOD e da concentração de MP10 da rede da CETESB para a UGRHI Tietê/Jacaré, pode ser atribuída à pouca quantidade de estações da Cetesb na bacia já que uma estação capta a concentração de poluentes no nível local, uma única, ou pouquíssimas estações, por si só não caracteriza a poluição de toda a extensão de uma UGRHI. A UGRHI Tietê/Jacaré, por exemplo, somente tem 3 estações (Araraquara, Jaú e Bauru) com séries históricas completas para o período analisado.

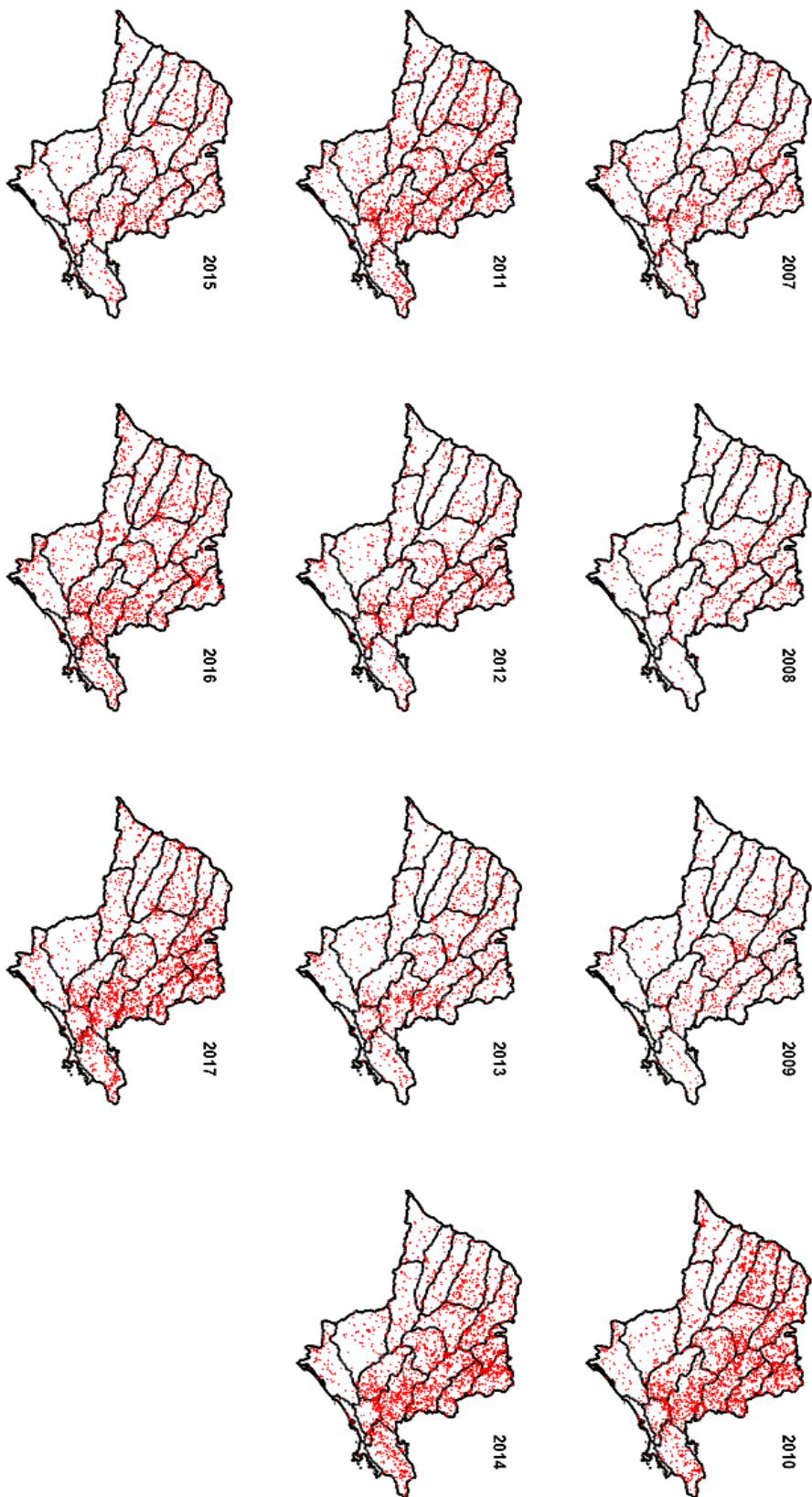
A falta de estações da Cetesb em grande parte do interior, ou a presença em locais muito específicos, não possibilita a caracterização da poluição atmosférica do estado em sua totalidade. Embora simples, e sem qualquer correção da AOD, a comparação feita entre o indicador do satélite e as medidas da rede *in situ* apontam o potencial dos satélites

como ferramenta complementar importante para a compreensão da dinâmica e a evolução da qualidade do ar no estado.

6.4 Variação interanual e sazonal de focos de queimadas no estado de São Paulo

No que diz respeito à produção de cana-de-açúcar, destacamos a sua importância histórica na ocorrência de queimadas e, conseqüentemente, na poluição do estado, principalmente no interior (MATAVELI et al., 2013). Nesse contexto, para permitir a avaliação da relação entre as tendências ano a ano de AOD e MP10 no estado, em particular no interior, a **Figura 43** mostra a variabilidade interanual da distribuição de focos de queimada no estado de São Paulo que ocorreram entre os anos de 2007 e 2017.

Figura 43 - Distribuição espacial dos focos de queimadas ocorridas no estado de São Paulo entre os anos de 2007 e 2017.



Os mapas mostram que as regiões de maior poluição associada ao material particulado (AOD e MP10) no interior do estado coincidem com os locais de maior incidência de focos de queimada. Fazem parte dessas regiões as porções norte e nordeste do estado, mais especificamente o corredor sudeste-noroeste que vai da UGRHI Piracicaba/Capivari/Jundiaí à UGRHI Pardo. Enquanto isso, as porções mais a oeste do estado, onde menores valores de AOD e MP10 foram observados, apresentam reduzida densidade de focos de queimadas.

A **Figura 44** mostra o total de focos de queimada que ocorreram no estado, ano a ano, no período de interesse. Os anos que tiveram maior incidência foram 2010, 2014 e 2017 (**Figura 44**), com totais de 5171, 4660 e 5201 focos ocorridos, respectivamente. O número alto de queimadas no estado em anos recentes, em particular nas regiões dominadas por canaviais, não ajuda a corroborar os indicadores do Protocolo Agroambiental, que sugere uma redução significativa na área de cana colhida com queima.

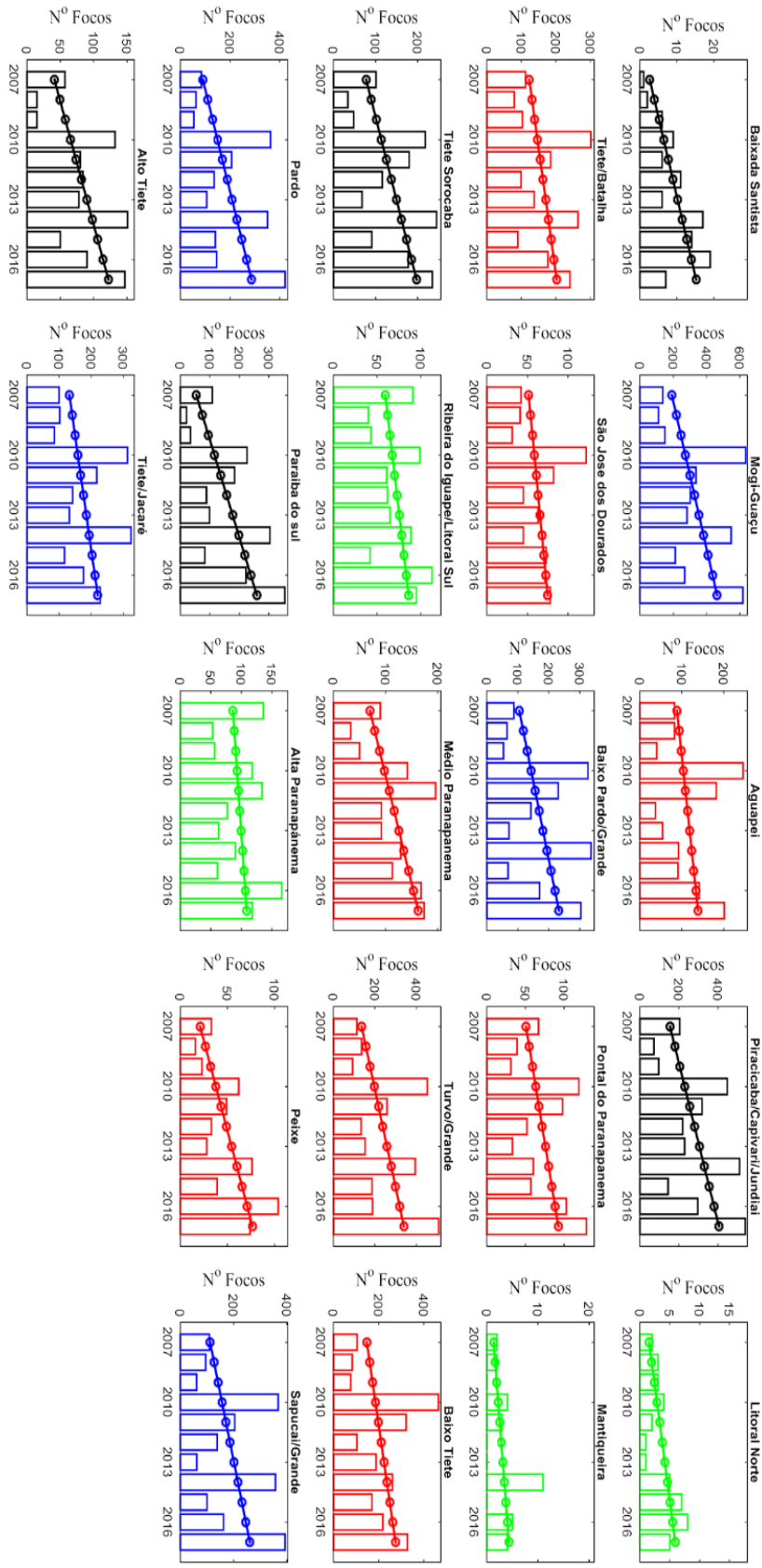
Figura 44 - Número total de focos de queimada ocorridas no estado de São Paulo entre os anos 2007 e 2017.



Fonte: Elaboração própria.

A **Figura 45** mostra a evolução interanual do número de focos de queimada ao longo dos anos do estudo que ocorreram dentro de cada UGRHI. Os gráficos estão organizados por cores correspondentes a vocação de cada unidade.

Figura 45 – Evolução interanual do número de focos de queimada obtidos pelo satélite Aqua de 2007 a 2017 dentro das UGRHI.



Legenda: Cor Preta – UGRHI de vocação Industrial; Cor Azul – UGRHI de vocação em industrialização; Cor Vermelha – UGRHI de vocação Agropecuária; Cor Verde – UGRHI de vocação Conservação.

Fonte: Elaboração própria.

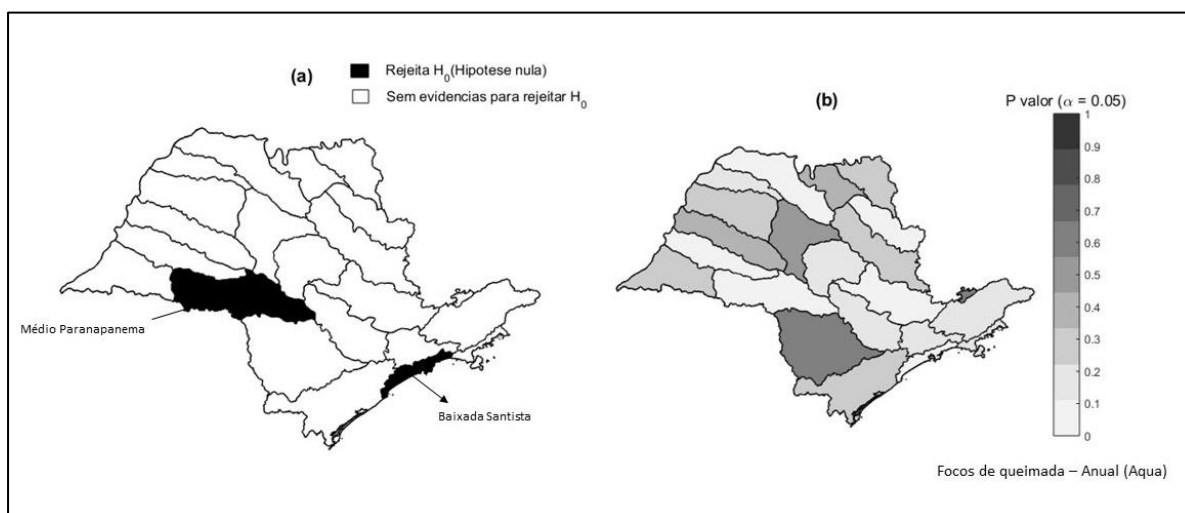
Uma análise de tendência simples é adotada de modo a permitir uma identificação preliminar de quais unidades apresentaram aumento ou diminuição no número de focos de queimada.

Com a implementação do Protocolo Agroambiental, e em função dos resultados apresentados nos relatórios do próprio protocolo (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 2014), seria de se esperar que houvesse uma tendência de diminuição dos focos de queimada no estado de São Paulo, especialmente em áreas de plantação de cana-de-açúcar. Porém, à primeira vista, os focos de queimada não apresentam tendência de redução, muito pelo contrário, em algumas regiões a tendência é de aumento.

Somente pela observação da evolução dos focos no período de interesse desse estudo, quase todas as unidades aparentam tendência de aumento na quantidade de número de focos. Essa impressão, porém, precisa ser testada estatisticamente.

Após a aplicação do Teste de Man-Kendall, para $p=0.05$, verificou-se que somente as UGRHI Médio Paranapanema (17) e Baixada Santista (7) rejeitaram a hipótese nula, isto é, apresentaram tendência no número de focos com significância estatística (**Figura 46**). Embora o número de focos na unidade da Baixada Santista seja baixo comparado às unidades do interior, a tendência positiva na região é um sinal de alerta na medida que a maior parte da região inclui porções importantes do bioma Mata Atlântica.

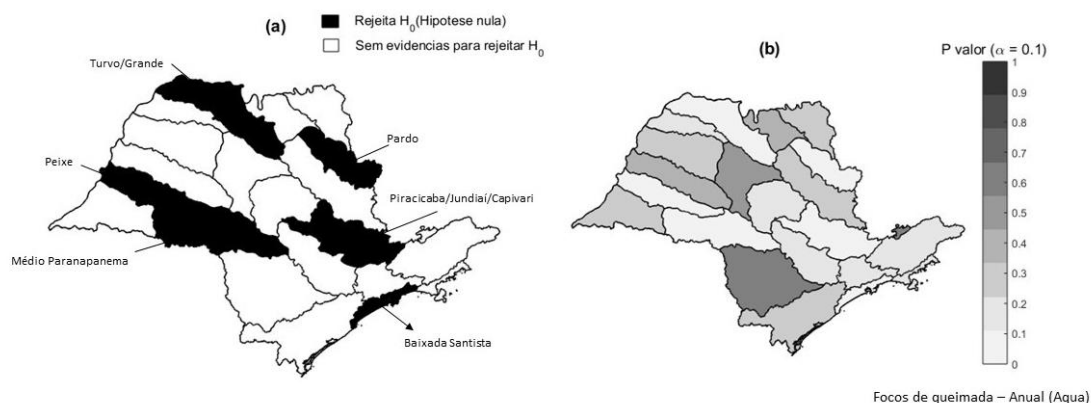
Figura 46 - Teste de Mann-Kendall para a variabilidade interanual do número de focos de queimada obtidos pelo satélite Aqua. Nível de significância 5%.



Fonte: Elaboração própria.

Flexibilizando para $p=0.1$, e aplicando o teste de Mann-Kendall novamente, conforme mostrado na **Figura 47**, para as unidades Médio Paranapanema (17), Turvo/Grande (15), Piracicaba/Capivari/Jundiaí (5), Pardo (4), Peixe (21) e Baixada Santista (7), foi rejeitada a hipótese nula, ausência de tendência. Sendo assim, para essas unidades a tendência de aumento no número de focos tem significância estatística.

Figura 47 -Teste de Mann-Kendall para a variabilidade interanual do número de focos de queimada obtidos pelo satélite Aqua. Nível de significância 10%.

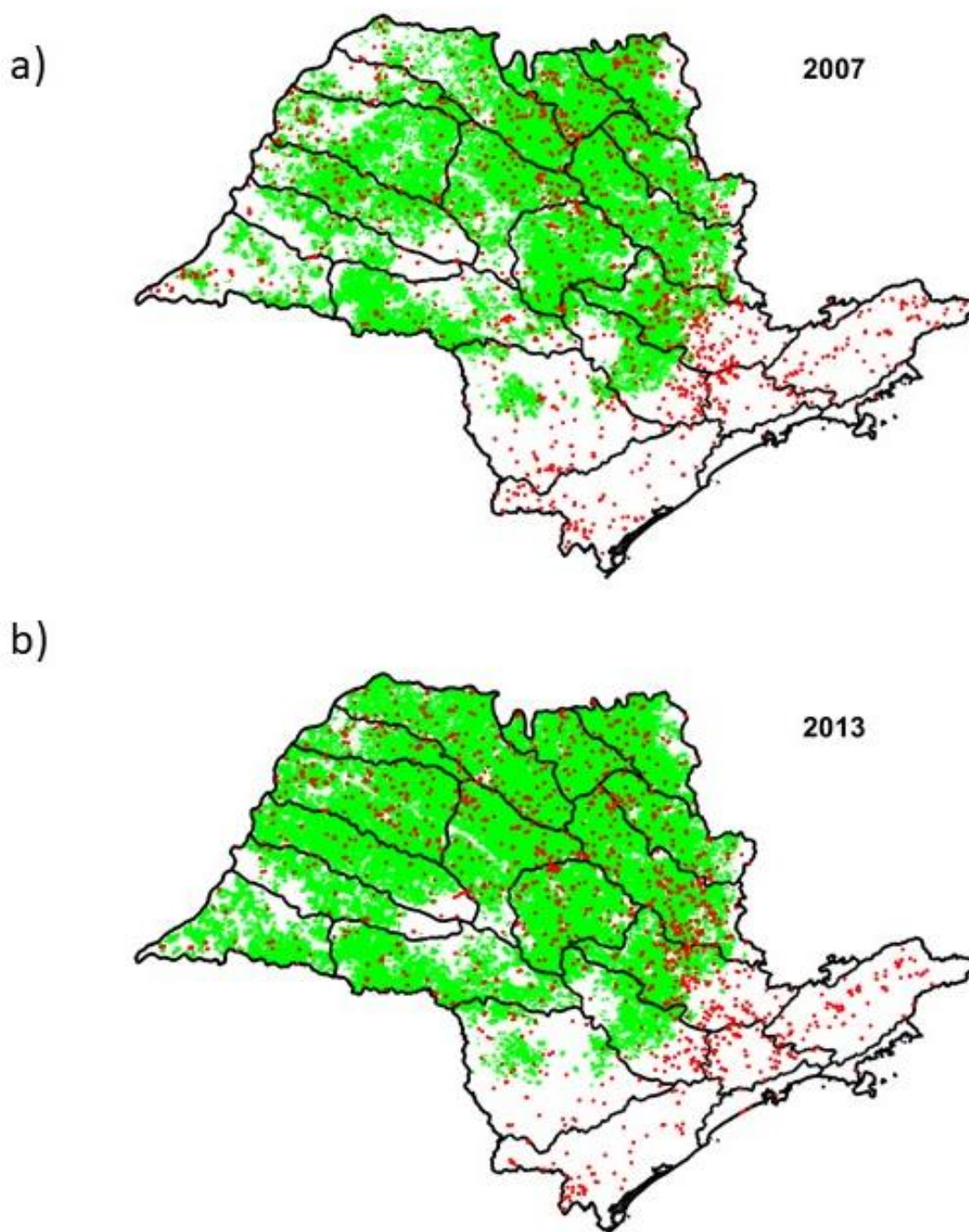


Fonte: Elaboração própria.

A **Figura 48 (a)** apresenta a área de colheita de cana-de-açúcar do estado de São Paulo e os focos de queimada para o ano de 2007, enquanto a **Figura 48 (b)** representa os mesmos campos para o ano de 2013. Como podemos observar, houve uma expansão significativa nas áreas de cana nesse período, especialmente para a porção noroeste do estado onde se localiza a unidade de Turvo Grande. Percebe-se que parcela importante dos focos de queimada se situam em áreas de predominância da cultura da cana.

Apesar dos focos em área de cana serem um destaque no estado, é preciso ressaltar também que uma grande quantidade de focos de queimada no estado não coincide com as áreas de cana. Esses focos também contribuem para o total da poluição atmosférica do estado. Em função disso, analisamos a evolução do número de focos dentro das áreas de cana em relação ao número total de focos no estado.

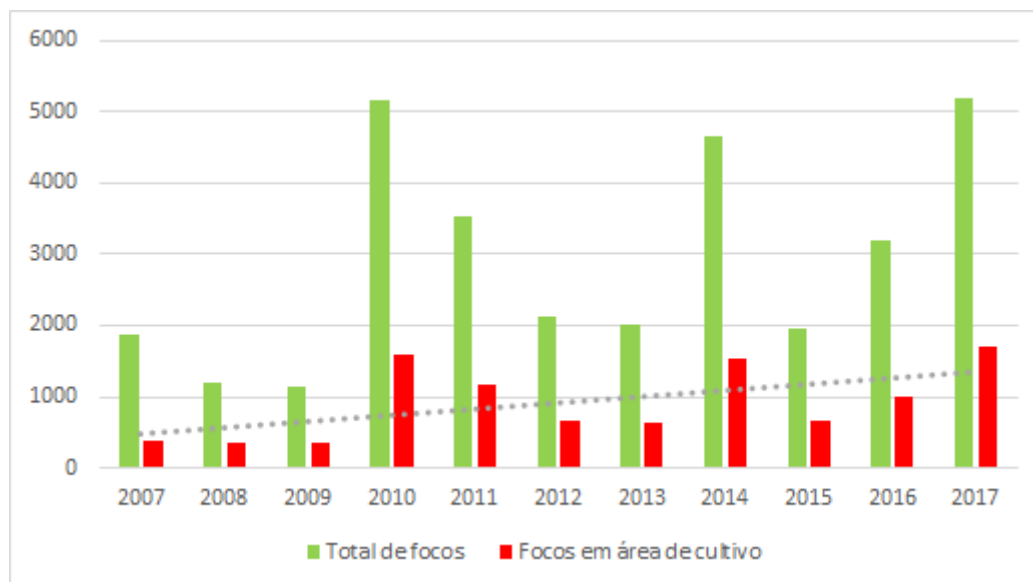
Figura 48 – Área de colheita de cana-de-açúcar do estado de São Paulo e focos de queimada para os anos 2007 (a) e 2013 (b).



Fonte: Elaboração própria.

A **Figura 49** abaixo mostra a relação entre os focos de queimada dentro e fora de áreas de cana-de-açúcar.

Figura 49 – Focos de queimada dentro e fora das áreas de colheita de cana-de-açúcar.



Fonte: Elaboração própria.

A Figura mostra que a maior parte dos focos de queimada não ocorre em áreas de cana, entretanto, mesmo o número daqueles que ocorrem dentro dos canaviais também não está reduzindo sistematicamente ao longo do tempo, como é sugerido pelo relatório do Protocolo Agroambiental.

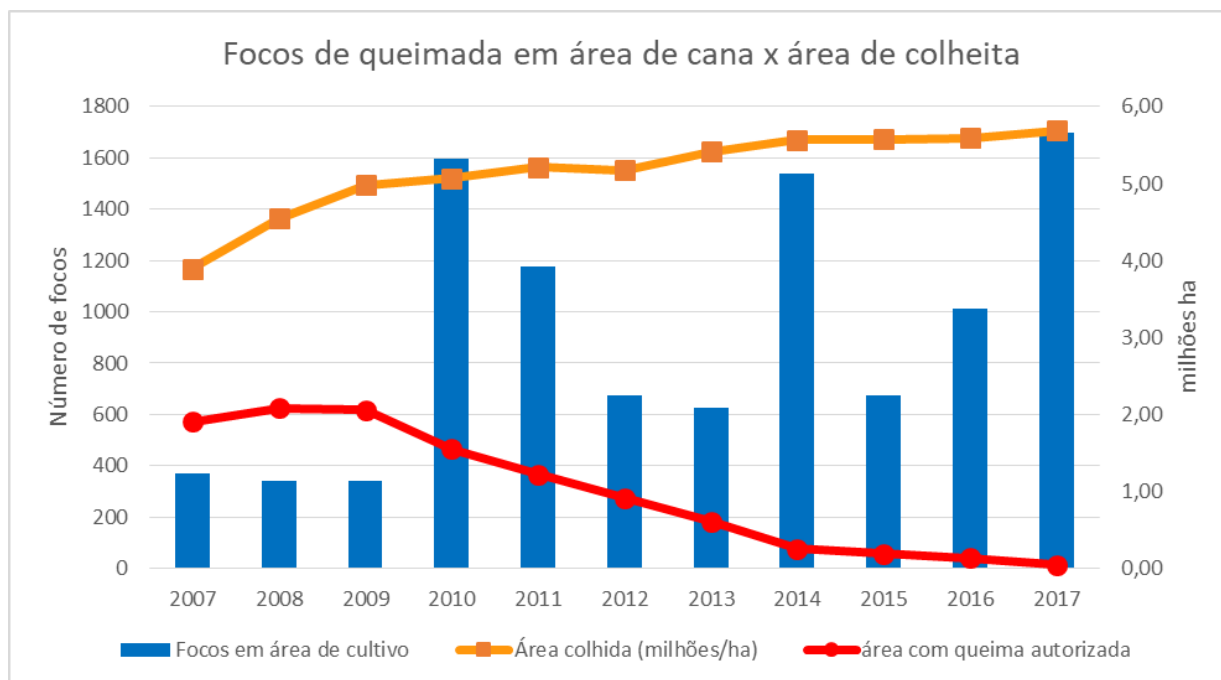
O Protocolo Agroambiental Etanol Mais Verde (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 2017) mostra que, atualmente, as áreas signatárias do protocolo, que são compromissadas com boas práticas agrícolas correspondem a 26,3% da área agricultável do estado. Essa área compreende 92% de toda a cana processada no estado.

Porém os resultados mostram que essa redução nas áreas de cana-de-açúcar não tem sido tão eficiente, já que o ano de 2017 representou o ano com maior número de focos de queimada em áreas de plantação de cana, com 1700 focos.

A **Figura 50** mostra a evolução da área de colheita de cana no estado junto com a número de focos de queimadas e a área onde se autorizou a prática da queimada para colheita. Apesar de não haver uma tendência clara nos focos de queimada, não há indício

de redução consistente com a redução da área em que se permitiu a colheita com queima. Vale a pena destacar o significativo aumento na área de colheita registrada entre 2007 e 2017.

Figura 50 – Relação entre a evolução interanual da área de colheita da cana-de-açúcar, dos focos de queimada em área de cultivo e da área com queima autorizada.



Fonte: Elaboração própria.

Entre os anos 2010 e 2013 observa-se uma tendência de redução nas queimadas, mas em 2014 voltaram a aumentar, o que sugere que apesar do número de autorizações para a colheita com queima estar diminuindo, as queimadas em áreas de cana continuam a ocorrer.

6.5 Influência da meteorologia

A poluição atmosférica sofre influência importante das fontes emissoras e das políticas públicas voltadas para coibir a emissão, mas a meteorologia também tem um papel importante quantidade de poluentes presentes no ar, já que dependendo das condições meteorológicas a dispersão dos poluentes pode ser mais ou menos eficiente.

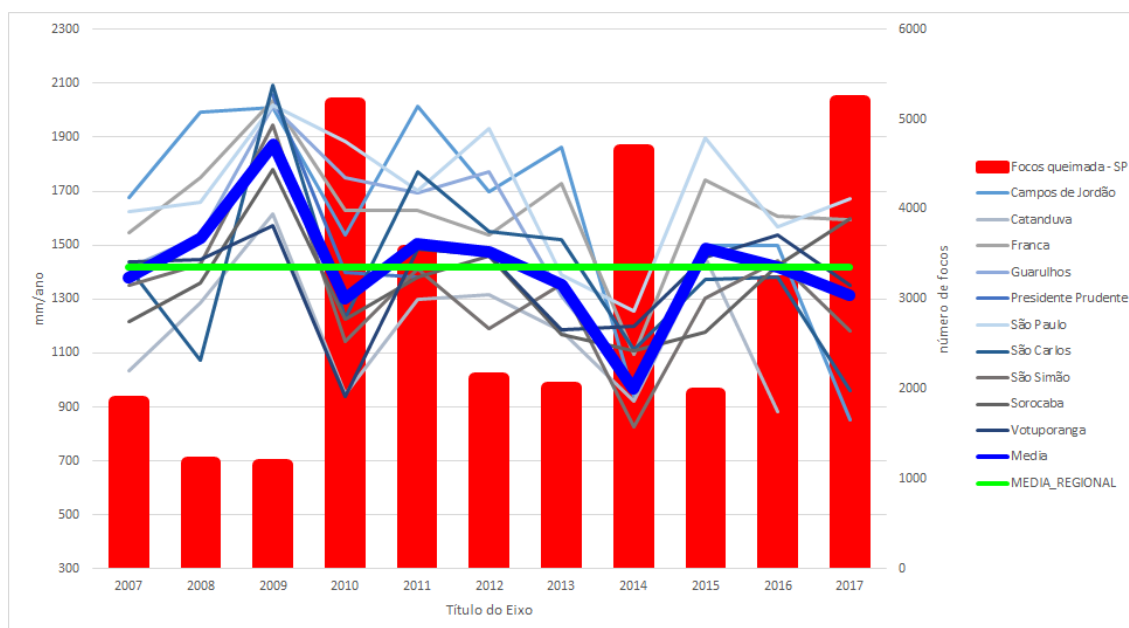
Além de influenciar na dispersão poluentes presentes na atmosfera, a meteorologia pode interferir também na intensidade das fontes, principalmente no caso das queimadas, o caso desse estudo.

A chuva é uma das principais variáveis meteorológicas a ser analisada no que diz respeito a poluição do ar. Além da chuva participar diretamente na remoção dos poluentes do ar, a sua ocorrência ou não é um consistente indicador dos cenários de estabilidade atmosférica, portanto, ajuda também a caracterizar eficiência da dispersão.

A **Figura 51** mostra o total acumulado de chuva anualmente ao longo do período de estudo para onze estações do INMET distribuídas pelo o estado de São Paulo (Campos de Jordão, Catanduva, Franca, Guarulhos, Presidente Prudente, São Paulo, São Carlos, São Simão, Sorocaba, Taubaté e Votuporanga). Para facilitar a análise na perspectiva estadual é apresentada também a média calculada a partir das estações individuais.

Em termos do volume total de chuva, o ano 2009 se destacou como o mais chuvoso e o de 2014 como o mais seco. A **Figura 51** mostra também a comparação entre o total de chuva de todas as estações, a média dessas estações e a quantidade de focos de queimada.

Figura 51 – Relação entre a variabilidade interanual da média de chuva nas estações do INMET, total de chuva de todas as estações e quantidade de focos de queimada.



Fonte: Elaboração própria.

É possível observar uma relação inversamente proporcional entre as duas variáveis, número de focos de queimadas e total de chuva. 2008 e 2009, que foram anos bastante chuvosos tiveram um número baixo de focos de queimadas. Os anos de 2010 e 2014, que tiveram um cenário bem mais seco, foram os anos em que os focos de queimada tiveram um aumento significativo.

2014 foi o ano de destaque em relação à falta de chuva, que teve valores inferiores à média histórica (MARENGO et al., 2015). “A causa principal para a grande falta de chuva foi a atuação de um intenso, persistente e anômalo sistema de alta pressão atmosférica que prejudicou o transporte de umidade da Amazônia, assim como a passagem/ desenvolvimento dos principais sistemas causadores de chuva, como a Zona de Convergência do Atlântico Sul e as frentes frias” (MARENGO et al., 2014). Uma das consequências desse evento de seca, foi o aumento das queimadas.

Portanto, a partir da **Figura 51** é possível inferir que comportamento das queimadas no estado tem-se relacionado mais com as condições meteorológicas do que propriamente com as políticas públicas voltadas para a mitigação das queimadas no contexto das demandas da colheita de cana-de-açúcar.

7. Considerações finais

A utilização das médias anuais da AOD obtidas a partir de medidas dos sensores MODIS a bordo dos satélites Terra e Aqua para analisar a poluição no Estado de São Paulo mostrou significativa variação espacial e temporal na quantidade de MP presente na atmosfera do estado entre o período de 2007 a 2017. Alguns anos foram extremamente poluídos, com destaque para 2007, para ambos os satélites. Porém, esses casos mais poluídos estavam atrelados ao forte transporte de partículas que ocorre no período de queimadas da região da Amazônia em direção ao estado de São Paulo.

Dessa forma, como o satélite captura o sinal do MP em toda a coluna atmosférica, nem sempre é possível utilizar os dados médios quando o interesse for a análise da variação anual da poluição na superfície, já que o transporte sazonal de fumaça, no geral dominante em termos de abundância de MP, ocorre em níveis acima da superfície. Sendo assim, como alternativa para a análise avaliou-se melhor utilizar a mediana, que consegue eliminar o efeito dos altos níveis de AOD típicos de casos isolados de transporte de fumaça.

A partir da redução do efeito do transporte de áreas remotas, utilizando a mediana, a estrutura espacial da poluição atmosférica associada ao MP majoritariamente emitido no estado emergiu, onde teve destaque as áreas poluídas das regiões metropolitanas de São Paulo, Campinas e Baixada Santista, assim como as regiões no interior onde se localiza grande parte da cultura de cana-de-açúcar no estado. Portanto, a partir desses resultados, foi possível observar e analisar a variabilidade espacial e temporal dos campos de poluição mais compatíveis com as fontes emissoras em São Paulo. No geral, para todos os anos, domina o gradiente leste-oeste, com os domínios de oeste menos poluídos que a porção leste do estado.

Entre os destaques da variabilidade espacial da poluição no estado, além das já reconhecidas áreas poluídas, regiões metropolitanas e canaviais, vale ressaltar que algumas áreas do estado que são tidas como de conservação natural, também apresentaram resultados mais altos do que o esperado, do ponto de vista da poluição, como foi o caso do Vale do Ribeira.

A partir da análise da tendência de poluição no estado por bacias hidrográficas não se observou tendências de redução significativas, pelo contrário, no caso da UGRHI de Turvo Grande foi observada uma tendência estatisticamente significativa de aumento da poluição. Essa bacia, localizada na porção noroeste do estado, faz parte da área onde, no período avaliado, houve a mais significativa expansão das plantações de cana-de-açúcar.

Considerando que as queimadas no interior do estado são associadas tradicionalmente com a colheita de cana-de-açúcar, com o estabelecimento do Protocolo Agroambiental, que previa a redução dessa prática, seria de se esperar uma redução das queimadas no interior, em particular nas áreas de colheita. Porém, na maioria das unidades hidrográficas não foi possível visualizar tal tendência na evolução dos focos, o que se observou em geral foi tendência de aumento e não de redução de número de focos. Portanto, a partir dos resultados do presente estudo, questiona-se a efetividade do Protocolo Agroambiental no que diz respeito a ocorrência de focos e também da poluição atmosférica.

Como 2017 foi o prazo final para erradicar as queimadas nas áreas de plantação de cana-de-açúcar no estado, os resultados dos números de focos não mostram uma concordância com o estabelecido. No geral, o que se observou próximo ao prazo final foi a tendência de aumento de número de focos em algumas unidades, e nas demais os resultados não mostram que as queimadas estão diminuindo.

Entretanto, vale destacar que, apesar de usualmente associados à cana, verificou-se uma grande quantidade de focos fora dessas áreas no estado. Um exemplo é a região da UGRHI de Ribeira do Iguapé/Litoral Sul, área de vocação de conservação e que foi observada uma quantidade importante de focos de queimadas, e também de poluição.

Apesar disso, permanece um esforço público/privado para extinguir as queimadas no estado de São Paulo. Em junho de 2017, foi firmado, entre a Secretaria do Meio Ambiente, Secretaria de Estado da Agricultura e Abastecimento, CETESB, UNICA e ORPLANA (Organização de plantadores de cana da região centro-sul do Brasil), o Protocolo Etanol Mais Verde, que tem como objetivo superar os desafios trazidos com a mecanização da cana e consolidar o desenvolvimento sustentável no setor sucroenergético. Entre os objetivos desse protocolo, está a eliminação da queima na colheita dos canaviais.

Fica claro, portanto que há um reconhecimento de que esse não é um problema já superado e que é necessária a mobilização das políticas públicas nessa direção.

Um outro aspecto importante a ser ressaltado também, é que a quantidade de focos de queimada está diretamente associada às condições meteorológicas, como a análise com o acumulado de chuva mostrou. A flutuação na quantidade de número de focos foi mais alinhada com o acumulado de chuva do que com as variáveis relativas à colheita da cana (ex., área de colheita e área de colheita com fogo).

Observando-se na perspectiva das bacias, os resultados da variação temporal e espacial da AOD mostraram certa compatibilidade com os dados de concentração de MP10 da CETESB, em particular no caso da distribuição espacial. No caso das bacias do Alto Tiete e Jundiaí/Capivari/Piracicaba, os dados de poluição satélites conseguem acompanhar as variações interanuais observadas pelas estações de superfície da CETESB, o que confirma o seu potencial para monitoramento da poluição em superfície no estado, entretanto, falham na identificação da tendência de longo prazo.

Para as demais bacias hidrográficas, essa comparação é prejudicada pela reduzida quantidade ou ausência de estações de monitoramento de superfície no estado. Regiões como Vale do Ribeira e grande parte do interior do estado não possuem estações, ou em número suficientes, para esse tipo de comparação o que dificulta avaliar se, a nível das bacias, os dados da AOD realmente corroboram o que acontece na superfície, ao menos na questão da variação interanual da poluição

Esse trabalho teve uma visão mais geral do estado, por isso, como sugestão de trabalhos futuros, seria interessante investigações mais aprofundadas em áreas específicas do estado, como por exemplo, na região do Vale do Ribeira, em relação ao motivo atrelado aos altos níveis de poluição e origem dos focos de queimada, e na região de Turvo Grande, para avaliar os impactos do aumento da poluição associada a expansão dos canaviais na região. Recomenda-se a expansão da rede de fotômetros de superfície e campanhas de validação dos dados de satélites com foco no interior do estado. Saindo um pouco da lógica da CETESB, de instalação de estações em áreas com potencial de poluição, e estender a instalação para áreas pouco poluídas e crucial para a validação e caracterização espacial da qualidade do ar pelos satélites.

Referências Bibliográficas

ABE, K. C., MIRAGLIA, S. G. E. K. Avaliação de impacto à saúde do Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores no município de São Paulo, Brasil. **REVISTA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS (IMPRESSA)**, v. 47, p. 61-73, 2018.

AGUIAR, D. A.; RUDORFF, B. F. T.; SILVA, W. F. Monitoramento do modo da colheita da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo - Brasil por meio de imagens de sensores orbitais em dois anos-safra. **Revista SELPER**, v. 30, p. 34-43, 2010.

AERONET - AEROSOL ROBOTIC NETWORK. **AERONET Site Information Database**. Disponível em: <https://aeronet.gsfc.nasa.gov/new_web/photo_db_v3/Sao_Paulo.html>. Acesso em: 20 jan. 2019.

ANDRADE, M. DE F. et al. Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. **Atmospheric Environment**, v. 159, p. 66-82, 2017.

ARBEX, F.; CANC, E. D.; HILA, P. Air pollution from biomass burning and asthma hospital admissions in a sugar cane plantation area in Brazil. p. 395-400, 2007.

ARTAXO, P. **Poluição do ar na cidade de São Paulo**, 2014.

BOIAN, C.; ANDRADE, M. DE F. Characterization of ozone transport among metropolitan regions. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 27, n. 2, p. 229-242, 2012.

BRAGA, A. et al. Poluição atmosférica e saúde humana. **Revista USP**, v. 0, n. 51, p. 58-71, 2001.

CANASAT. **Monitoramento da Cana-de-açúcar**. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/>>.

CANÇADO, J. E. D. et al. The impact of sugar cane-burning emissions on the respiratory system of children and the elderly. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, n. 5, p. 725-729, 2006.

CARMO, C. N. DO et al. Associação entre material particulado de queimadas e doenças respiratórias na região sul da Amazônia brasileira. **Revista Panamericana de Salud**

Pública, v. 27, n. 1, p. 10–16, 2010.

CARVALHO, V. S. B. et al. Air quality status and trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a result of emission control policies. **Environmental Science and Policy**, v. 47, p. 68–79, 2015.

CASTANHO, A. D. A., MARTINS, V. J., ARTAXO, P. MODIS Aerosol Optical Depth Retrievals with high spatial resolution over an Urban Area using the Critical Reflectance, **J. Geophys. Res.**, 113, 2008

CETESB. **Relatório da Qualidade do Ar no Estado de São Paulo 2016**. São Paulo, 2017. Disponível em: <<http://ar.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-relatorios/>>.

CETESB. **Relatório da Qualidade do Ar no Estado de São Paulo 2017**. São Paulo, 2018. Disponível em: <<http://ar.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-relatorios/>>.

CETESB. **Emissão Veicular**. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/veicular/proconve/>>. Acesso em: 14 jun. 2018.

CETESB. **Mapa UGRHs**. Disponível em: <https://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/mapa_ugrhis/mapa.php#>. Acesso em: 20 jun. 2019.

CHU, D. A. et al. Global monitoring of air pollution over land from the Earth Observing System-Terra Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS). v. 108, p. 1–18, 2003.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 003/90**, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. São estabelecidos os padrões primários e secundários de qualidade do ar e ainda os critérios para episódios agudos de poluição do ar. Publicado no D.O.U 22 agosto 1990

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 018/86**, de 6 de maio de 1986. Dispõe sobre a criação do Programa de Controle de Poluição do Ar por veículos automotores – PROCONVE. Publicado no D.O.U 17 junho 1986

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 491/18**, de 19 de novembro de 2018. Dispões sobre padrões de qualidade do ar. Publicado no D.O.U 223 novembro 2018

CONCEIÇÃO, G. M. et al. Air pollution and child mortality: a time-series study in São Paulo, Brazil. **Environmental health perspectives**, v. 109 Suppl, n. July 2000, p. 347–

50, 2001.

COUTINHO, K. M. V. et al. Modelo fuzzy estimando tempo de internação por doenças cardiovasculares Fuzzy model approach for estimating time of hospitalization due to cardiovascular diseases. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 20, n. 8, p. 2585–2590, 2015.

D' ALESSIO, G. **Estudo da poluição atmosférica na região metropolitana de São Paulo a partir de medidas de sensoriamento remoto da atmosfera uma análise comparativa com medições in situ**. Iniciação Científica. (Graduando em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de São Paulo, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. Orientador: Nilton Manuel Évora do Rosário. 2016.

DANNI-OLIVEIRA, I. M. Poluição do ar como causa de morbidade e mortalidade da população urbana. **RA'E GA - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 12, n. 5, p. 111–124, 2008.

DATAGEO. **GIS DE FORA**. Disponível em: <<http://gisdefora.blogspot.com/2016/07/datageo.html>>. Acesso em: 8 maio. 2019.

DETRAN. **Frota de Veículos em SP - por tipo de veículo**. Disponível em: <<https://www.detran.sp.gov.br/wps/wcm/connect/portaldetran/detran/detran/estatisticastransito/sa-frotaveiculos/d28760f7-8f21-429f-b039-0547c8c46ed1>>. Acesso em: 13 jan. 2019.

DUNCAN, B. N. et al. Satellite data of atmospheric pollution for U . S . air quality applications : Examples of applications , summary of data end-user resources , answers to FAQs , and common mistakes to avoid. **Atmospheric Environment**, v. 94, p. 647–662, 2014.

EPA - UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Particulate Matter Basics**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>>.

EPA - UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Table of Historical Particulate Matter (PM) National Ambient Air Quality Standards (NAAQS)**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/pm-pollution/table-historical-particulate-matter-pm-national-ambient-air-quality-standards-naaqs>>. Acesso em: 11 abr. 2019

FRANÇA, D. DE A. **Emissões associadas à queima da palha de cana-de-açúcar no**

estado de São Paulo e seus impactos na qualidade do ar. [s.l.]. Tese (doutorado). INPE, 2013.

FRANÇA, D. et al. Pre-harvest sugarcane burning emission inventories based on remote sensing data in the state of São paulo, Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 99, p. 446–456, 2014.

FREITAS, S. R. et al. Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 2, p. 167–185, 2005.

GILBERT, R.O. Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring, Wiley, NY, 1987.

GONÇALVES, K. D. S.; CASTRO, H. A. DE; HACON, S. D. S. As queimadas na região amazônica e o adoecimento respiratório. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1523–1532, 2012.

GOUVEIA, N.; FLETCHER, T. Respiratory diseases in children and outdoor air pollution in São Paulo, Brazil: a time series analysis. **Occupational and environmental medicine**, v. 57, n. 7, p. 477–83, 2000.

GUPTA, P. et al. Satellite remote sensing of particulate matter and air quality assessment over global cities. **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 30, p. 5880–5892, 2006.

GUPTA, P. et al. Validation of MODIS 3 km land aerosol optical depth from NASA ' s EOS Terra and Aqua missions. **Atmos. Meas. Tech**, n. 11, p. 3145–3159, 2018.

HOFF, R. M., CHRISTOPHER, S. A. Remote sensing of particulate pollution from space: have we reached the promise land? **J Air Waste Manag Assoc.** 59(6):645-75, 2009.

HOLBEN, B. N. et al. AERONET - A federated instrument network and data archive for aerosol characterization. **Remote Sensing of Environment**, vol. 66, 1-16, 1998.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Programa de Controle de Emissões Veiculares (PROCONVE)**. 2017. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/emissoes/veiculos-automotores/programa-de-controle-de-emissoes-veiculares-proconve>>. Acesso em: 14 jun. 2018.

ICHOKU, C. et al. A spatio-temporal approach for global validation and analysis of

MODIS aerosol products A spatio-temporal approach for global validation and analysis of MODIS aerosol products. n. June, 2002.

IGNOTTI, E. et al. Efeitos das queimadas na Amazônia: método de seleção dos municípios segundo indicadores de saúde. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 10, n. 4, p. 453–464, 2007.

INPE - **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**, 2018. Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios. Disponível em <http://www.inpe.br/queimadas>. Acesso em: Set. 2017

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **IBGE - Brasil/São Paulo**, 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/panorama>. Acesso em: 5 ago. 2018.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA (IEA). **Cana-de-açúcar**. Disponível em: http://ciagri.iea.sp.gov.br/bancoiea_teste/cadeia/cadeiaCana.aspx. Acesso em: 25 set. 2017.

INTERGOVERNMENTAL Panel on Climate Change – IPCC. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/>.

ISS - INSTITUTO DE SAÚDE E SUSTENTABILIDADE. Qualidade do Ar no Estado de São Paulo Sob a Visão da Saúde. p. 149, 2015.

JUSTICE, C. O. et al. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): land remote sensing for global change research. **Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on**, v. 36, n. 4, p. 1228–1249, 1998.

KENDALL, M.G.. **Rank Correlation Methods**. Charles Griffin, London. 1975

KING, M. D. et al. Remote Sensing of Cloud , Aerosol , and Water Vapor Properties from the Moderate Resolution Imaging Spectrometer (MODIS). **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 30, n. i, 1992.

KAUFMAN, Y. J.; TANRÉ, D.; BOUCHER, O. A satellite view of aerosols in the climate system. **Nature Climate Change**, v. 419, n. September, p. 215–223, 2002.

KUMAR, N.; CHU, A.; FOSTER, A. An empirical relationship between PM_{2.5} and aerosol optical depth in Delhi Metropolitan. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 21, p. 4492–4503, 2007.

- LAHOZ, W. A. et al. Monitoring air quality from space - The Case for the Geostationary Platform. **American Meteorological Society**, p. 221–233, 2012.
- LANDULFO, E., PAPAYANNIS, A., ARTAXO, P., CASTANHO, A. D. A., de FREITAS, A. Z., SOUZA, R. F., VIEIRA JUNIOR, N. D., JORGE, M. P. M. P., SÁNCHEZ-CCOYLLO, O. R., MOREIRA, D. S.: Synergetic measurements of aerosols over São Paulo, Brazil using LIDAR, sunphotometer and satellite data during the dry season, **Atmos. Chem. Phys.**, 3, 1523-1539, 2003
- LARA, L. L. et al. Properties of aerosols from sugar-cane burning emissions in Southeastern Brazil. v. 39, p. 4627–4637, 2005.
- LEVY, R. C. et al. The Collection 6 MODIS aerosol products over land and ocean. **Atmospheric Measurement Techniques**, v. 6, n. 11, p. 2989–3034, 2013.
- LIU, K. N. **An Introduction to Atmospheric Radiation**. 2^a edição ed. New York: Academic Press, 2002.
- LOPES, F. J. S., MARIANO, G.L., LANDULFO, E., MARIANO, E. V. C. Impacts of Biomass Burning in the Atmosphere of the Southeastern Region of Brazil Using Remote Sensing Systems. In: Hayder Abdul-Razzak. (Org.). **Atmospheric Aerosols - Regional Characteristics - Chemistry and Physics**. 1ed.Estados Unidos: InTech, , v. 9, p. 247-272, 2012.
- MA, Z., HU, X., HUANG, L., BI, J., LIU, Y. Estimating Ground-Level PM_{2.5} in China Using Satellite Remote Sensing. **Environmental Science & Technology**, 2014.
- MANN, H.B. Nonparametric tests against trend. **Econometrica** 13, 245-259. 1945.
- MARENGO, J. A. et al. A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. **Revista USP**, n. 106, p. 31, 2015.
- MARIANO, G. L. et al. Assessment of biomass burnings activity with the synergy of sunphotometric and LIDAR measurements in São Paulo , Brazil. **Atmospheric Research**, v. 98, n. 2–4, p. 486–499, 2010.
- MATAVELI, G. A. V. et al. Dinâmica dos focos de queimada em cana-de-açúcar no estado de São Paulo entre 2008 E 2011 Dynamics of Sugarcane Pre-harvest Burning Fires in São Paulo State between 2008 and 2011. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 66/2, n. March, p. 379–392, 2014.

MEDEIROS, A. P. P.; GOUVEIA, N. Relação entre baixo peso ao nascer e a poluição do ar no Município de São Paulo. **Revista de Saude Publica**, v. 39, n. 6, p. 965–972, 2005.

MENEZES, F. P.; FERNANDES, L. L. ANÁLISE DE TENDÊNCIA E VARIABILIDADE DA PRECIPITAÇÃO NO ESTADO DO PARÁ. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**, v. 13, n. 24, p. 1580–1591, 2016.

MIRANDA, R. M. DE et al. Relationship between black carbon (BC) and heavy traffic in São Paulo, Brazil. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, n. September, p. 1–15, 2017.

MIRAGLIA, S. G.; GOUVEIA, N. Costs of air pollution in Brazilian metropolitan regions. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 19, n. 10, p. 4.141-4.147, out. 2014.

NATALI, L. **Utilização dos produtos obtidos por sensoriamento remoto na caracterização da qualidade do ar na Região Metropolitana de São Paulo**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2008.

NASA. **Terra Spacecraft**. Disponível em: <https://www.nasa.gov/mission_pages/terra/spacecraft/index.html>.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT(OECD). OECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction. **OECD Environmental Outlook**, n. April, p. 207–273, 2012.

PEREIRA, G. M. et al. Particulate pollutants in the Brazilian city of São Paulo: 1-year investigation for the chemical composition and source apportionment. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 17, n. 19, p. 11943–11969, 2017.

PÉREZ-MARTÍNEZ, P. J.; DE FÁTIMA ANDRADE, M.; DE MIRANDA, R. M. Heavy truck restrictions and air quality implications in São Paulo, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 202, p. 55–68, 2017.

PESTANA, P. R. DA S. et al. Effects of air pollution caused by sugarcane burning in Western São Paulo on the cardiovascular system. **Revista de Saúde Pública**, n. 2, p. 1–8, 2017.

POLLETO, M. C. **AVALIAÇÃO DE EMPREENDIMENTOS DO SETOR SUCROALCOOLEIRO - Avanços no procedimento de licenciamento**. CETESB,, 2012.

POPE, C. A.; EZZATI, M.; DOCKERY, D. W. Fine-Particulate Air Pollution and Life Expectancy in the United States. **N Engl J Med**, v. 360, p. 376–386, 2009.

REMER, L. A. et al. The MODIS Aerosol Algorithm, Products, and Validation. **Journal of the Atmospheric Sciences**, v. 62, n. 4, p. 947–973, 2005.

REMER, L. A. et al. MODIS 3 km aerosol product: Algorithm and global perspective. **Atmospheric Measurement Techniques**, v. 6, n. 7, p. 1829–1844, 2013.

RIBEIRO, H. Queimadas de cana-de-açúcar no Brasil : efeitos à saúde respiratória Sugar cane burning in Brazil : p. 1–7, 2008.

ROSÁRIO, N. M. E. **Efeito radiativo direto dos aerossóis: Um estudo da variabilidade das propriedades ópticas das partículas sobre a América do Sul e sua importância.** Tese (doutorado). Universidade de São Paulo, 2011.

ROSÁRIO, N. E. et al. Modeling the South American regional smoke plume : aerosol optical depth variability and surface shortwave flux perturbation. **Atoms. Chem. Phys.**, n. 13, p. 2923–2938, 2013.

RUDORFF, B. F. T. et al. Studies on the Rapid Expansion of Sugarcane for Ethanol Production in São Paulo State (Brazil) Using Landsat Data. **Remote Sensing**, p. 1057–1076, 2010.

SAIANI, C. C. S.; PEROSA, B. B. Saúde Respiratória e Mecanização da Colheita da Cana-de-Açúcar nos Municípios Paulistas : **RESR**, v. 54, n. 1, p. 029–050, 2016.

SALDIVA, P. H. et al. Air Pollution and Mortality in Elderly People: A Time-Series Study in Sao Paulo, Brazil. **Environmental Health: An International Journal**, v. 50, n. 2, p. 159–163, 1995.

SALVIANO, M. F.; GROPPA, J. D.; PELLEGRINO, G. Q. Análise de Tendências em Dados de Precipitação e Temperatura no Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n. 1, p. 64–73, 2016.

SÃO PAULO (ESTADO). Lei Estadual 11.241 de 19 de setembro de 2002. Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha de cana-de-açúcar e dá providências correlatas. São Paulo, set 2002.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE – SMA (ESTADO). **Etanol Verde: Relatório Consolidado 2007/2008 – 2013/2014**. 2014. Disponível em: <

<https://smastr16.blob.core.windows.net/etanolverde/2015/02/Protocolo-Agroambiental-do-Setor-Sucroenerg%C3%A9tico-Relat%C3%B3rio-consolidado-RV.pdf>>. Acesso em: junho 2017.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE – SMA (ESTADO). **Protocolo Etanol Mais Verde**. 2017. Disponível em: <<https://smastr16.blob.core.windows.net/etanolverde/2011/10/protocolo-etanol-mais-verde-2017-assinado.pdf>>. Acesso em: 10 de abril 2019

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **ATMOSPHERIC From Air Pollution to Climate Change**. Second Edi ed. [s.l: s.n.].

SIQUEIRA, R. A. **Estudo da correlação entre a refletância de 2 , 1 micrômetros e dos canais do visível obtidas com o MODIS ao redor de fotômetros solares da AERONET em localidades brasileiras Estudo da correlação entre a refletância de 2 , 1 micrômetros e dos canais do vi**. [s.l.]. Dissertação (mestrado). Universidade de São Paulo, 2008.

TAYRA, F.; RIBEIRO, H.; NARDOCCI, A. DE C. Economic Cost of Air Pollution in Cubatão - SP Based on Health Expenses Related to Diseases of the Respiratory and Circulatory Systems Avaliação Econômica dos Custos da Poluição em Cubatão -. **Saúde Social**, v. 21, n. 3, p. 760–775, 2012.

WIKIPEDIA. **Ficheiro:Sao Paulo in Brazil**. Disponível em: <https://pt.wikipedia.org/wiki/Ficheiro:Sao_Paulo_in_Brazil.svg>. Acesso em: 30 out. 2018.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Ambient Air Pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. **World Health Organization**, p. 1–131, 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Air Pollution - WHO Global Ambient Air Quality Database**. Disponível em: <<http://www.who.int/airpollution/data/cities/en/>>. Acesso em: 2 maio. 2018.

YAMASOE, M. A. ; do ROSÁRIO, N. M. E. ; BARROS, K. M. . Downward solar global irradiance at the surface in São Paulo city-The climatological effects of aerosol and clouds. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 122, p. 391-404, 2017.

YNOUE, R. Y. **Modelagem numérica da formação, crescimento e transporte das**

partículas inorgânicas secundárias constituintes do aerossol urbano na Região Metropolitana de São Paulo. [s.l.]. Tese (doutorado). Universidade de São Paulo, 2004.

ZHAO, Q. et al. Analysis of air quality variability in Shanghai using AOD and API data in the recent decade. **Front Earth Science**, v. 7, n. 2, p. 159–168, 2013.